
Integration von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung in einer deskriptiven multikriteriellen Entscheidungsanalyse zum Zweck der Bewertung von innovativen Technologiekonzepten

Vom Fachbereich „Bauingenieurwesen und Umweltingenieurwissenschaften“ der
Technischen Universität Darmstadt

zur Erlangung des Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)
genehmigte

Dissertation

von

Dipl.-Ing Othman Mrani

aus Arfoud

Erstreferentin: Prof. Dr. rer. nat. Liselotte Schebek

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Hans Joachim Linke

Tag der Einreichung: 17.06.2020

Tag der mündlichen Prüfung: 16.09.2020

Darmstadt, 2021

D 17

Mrani, Othman: Integration von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung in einer deskriptiven multikriteriellen Entscheidungsanalyse zum Zweck der Bewertung von innovativen Technologiekonzepten.
Darmstadt, Technische Universität Darmstadt,
Jahr der Veröffentlichung der Dissertation auf TUpriints: 2021
Tag der mündlichen Prüfung: 16.09.2020

Veröffentlicht unter CC BY-SA 4.0 International
<https://creativecommons.org/licenses/>

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mich bei der Anfertigung dieser Arbeit unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt meiner Betreuerin Frau Prof. Dr. Liselotte Schebek von der Technischen Universität Darmstadt, die mir die Freiheit gelassen hat, die Arbeit nach eigenen Vorstellungen zu entwickeln und mich mit konstruktiver Kritik und hilfreichen Anregungen unterstützt hat. Vielen Dank für Ihr Verständnis und Ihre Geduld sowie für die ständige Diskussionsbereitschaft und viele hilfreiche Ideen. Ebenso möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Hans Joachim Linke für die Begutachtung dieser Arbeit ganz herzlich bedanken.

Weiterhin bedanke ich mich bei meinen Freunden Christian Dierks und Winfried Bulach für das sorgfältige Korrekturlesen. Ein sehr großer Dank geht an meine IWAR-SuR Kollegen für die Hilfs- und Diskussionsbereitschaft sowie die schöne Zeit.

Den größten Dank schulde ich meiner Familie, die mich immer unterstützt hat, immer für mich da war, die mir immer wieder neue Kraft gegeben und mich in den letzten Jahren immer unterstützt und ermutigt hat. Ohne sie wäre ich nie so weit gekommen. Danke!

Kurzfassung

Neue Technologien gewinnen aufgrund ihrer ökologischen und wirtschaftlichen Vorteile sowohl in Industrie und Forschung als auch in der Politik zunehmend an Bedeutung. Bei der Herstellung von neuen Produkten bestehen zahlreiche Handlungsspielräume, da eine Vielzahl von Rohstoffen, Produktionsverfahren und Prozesskombinationen möglich ist. Vor diesem Hintergrund ist das Ziel dieser Arbeit die Entwicklung eines Konzeptes zur Zusammenführung der Methoden LCA und LCC mit Methoden der multikriteriellen Entscheidungsfindung. Der deskriptive Ansatz soll daher auf einfache und schnelle Weise den Einfluss unterschiedlicher Präferenzsetzungen zwischen Bewertungskriterien auf das Ergebnis und damit die Plausibilität und Robustheit einer Entscheidung untersuchen können.

Der Ansatz wurde in fünf Phasen aufgebaut, wobei die Experten und Entscheidungsträger je nach Zuständigkeit zusammenarbeiten und die Alternativen bewerten. Die Ergebnisse werden abschließend von allen Beteiligten kritisch diskutiert und interpretiert. Die AHP-Methode wurde als geeigneter Ansatz für die MCDA-Auswertung identifiziert und dient als Basis für das Entscheidungstool.

Der entwickelte Ansatz wurde für die Fallbeispiele der Herstellung von Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure am Standort Hessen angewendet. Die Ergebnisse verdeutlichen den besonderen Nutzen der entwickelten Methode, da die Plausibilität und Robustheit der Ergebnisse in wenigen Schritten überprüft werden konnte. Die Ergebnisse der Bewertung hängen stark von den Entscheidungsträgern und deren Kriterienpräferenz ab. Durch die hohe Unsicherheit bezüglich der Datengrundlagen, Umweltindikatoren, der Logistik, der Marktpreise, der Produktionskosten sowie vieler anderer Parameter stellt eine Investitionsentscheidung eine große Herausforderung dar. Diese Unsicherheiten sind nicht durch den hier entwickelten MCDA-Ansatz bedingt, sondern bestehen unabhängig davon. Der Ansatz kann durch den modularen Aufbau und die damit verbundene transparente Kommunikation der Ergebnisse zum besseren Verständnis der Unsicherheiten und deren Einfluss auf die Robustheit und Plausibilität der Entscheidung beitragen. Die Plausibilität besteht darin, dass nicht nur aggregierte Endergebnisse an Entscheidungsträger vermittelt werden, sondern zusätzlich die Möglichkeit besteht, mit begrenztem Aufwand zukünftige Änderungen der gesellschaftlichen, politischen und persönlichen Einstellungen der Entscheidungsträger zu berücksichtigen. Die Weiterentwicklung des Ansatzes ist notwendig um die Unsicherheiten zu minimieren, die Wechselwirkung zwischen den Kriterien zu berücksichtigen und zum Beispiel die Daten mittels einer automatischen Schnittstelle zu aktualisieren.

Abstract

The importance of new technologies is drastically increasing in industry, research and politics because of their ecological and economic advantages. There is plenty of room for manoeuvre in the production of new products, as a large number of raw materials, many production processes and also unlimited process combinations are available.

Based on this background, the aim of this work is to develop a concept where LCA and LCC methods are merging with methods of multi-criteria decision making. The approach should therefore be able to investigate the influence of different preference settings on the result and thus the plausibility and robustness of a decision in a simple and quick manner.

The approach was built in five phases, with experts and decision-makers working together and evaluating the alternatives based on their respective responsibilities. The results are then critically discussed and interpreted by all those involved. The AHP method was identified as a suitable approach for the MCDA evaluation and serves as basis for the decision tool.

The developed approach was used in the case studies of production of ethanol, lactic acid and succinic acid in Hesse. After a few steps, plausible and robust results were already witnessed which illustrates and confirms the particular benefit of the developed method.

The results of the assessment strongly depend on the decision-makers and their assessments. An investment decision is always perceived as a major challenge because, regardless of the MCDA approach developed here, a high level of uncertainties in data bases, environmental indicators, logistics, market prices, production costs and many other parameters is permanently present. Due to the modular structure and the associated transparent communication of the results, the approach can contribute to a better understanding of these uncertainties and their influence on the robustness and plausibility of the decision. The plausibility is also seen in the possibility of using limited resources to consider future changes in the social, political and personal attitudes of decision-makers.

In this work, it was shown that the combination of LCA, LCC and a multi-criteria decision analysis can support the assessment of the economic and ecological advantages of a new technology in a simple and fast way. The further development of the approach is necessary to minimize the uncertainties, to consider the interaction between the criteria and, for example, to update the data using an automatic interface.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|------------|
| DANKSAGUNG | I |
| KURZFASSUNG | II |
| ABSTRACT | III |
| INHALTSVERZEICHNIS..... | IV |
| ABBILDUNGSVERZEICHNIS | VII |
| TABELLENVERZEICHNIS | X |
| ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS | XI |
| 1 EINLEITUNG | 1 |
| 1.1 Motivation | 1 |
| 1.2 Nachhaltigkeitsbewertung neuer Technologien | 2 |
| 1.3 Forschungsfrage und Vorgehen..... | 3 |
| 2 METHODISCHE GRUNDLAGEN..... | 5 |
| 2.1 Life Cycle Assessment (LCA) | 5 |
| 2.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen..... | 6 |
| 2.1.2 Sachbilanzphase | 7 |
| 2.1.3 Wirkungsabschätzung | 10 |
| 2.1.4 Auswertung..... | 12 |
| 2.2 Life Cycle Costing (LCC) | 12 |
| 2.3 Social Life Cycle Assessment (SLCA) | 15 |
| 2.4 Softwareprogramm openLCA | 16 |
| 2.5 Multikriterielle Entscheidungsanalyse | 17 |
| 2.5.1 Nutzwertmethoden..... | 20 |
| 2.5.2 Outranking-Methoden | 22 |
| 3 MCDA IN DER NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG | 25 |
| 3.1 LCA, LCC und SLCA als Basis für die Nachhaltigkeitsbewertung | 25 |
| 3.2 Multikriterielle Bewertungsmethoden von nachhaltigen Technologien..... | 26 |
| 3.2.1 MCDA im Bauwesen | 27 |
| 3.2.2 Infrastruktur | 28 |
| 3.2.3 Energie und zukünftige Technologien..... | 31 |
| 3.2.4 Bioökonomie | 35 |
| 3.3 Schlussfolgerung..... | 37 |
| 4 BIORAFFINERIEEN UND NUTZUNG VON BIOMASSE..... | 42 |
| 4.1 Biomasse als Rohstoff für die chemische Industrie | 43 |
| 4.1.1 Kohlenhydrate (Cellulose, Stärke, Hemicellulose und Zucker) | 46 |
| 4.1.2 Lipide (Fette, Öle)..... | 47 |
| 4.1.3 Proteine (Enzyme und Struktur-Eiweiß)..... | 48 |
| 4.1.4 Lignine in verholzter Biomasse..... | 48 |
| 4.2 Energetische Nutzung der Biomasse | 48 |
| 4.2.1 Strom und Wärme aus Biomasse | 52 |
| 4.2.2 Biokraftstoffe | 56 |
| 4.2.3 Beispiele für eine Umweltbewertung von Biokraftstoffen | 62 |
| 4.3 Stoffliche Nutzung der Biomasse | 68 |
| 4.3.1 Bioethanol | 70 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4.3.2 | Milchsäure..... | 72 |
| 4.3.3 | Bernsteinsäure | 73 |
| 4.3.4 | Beispiele für eine Umweltbewertung für die stoffliche Nutzung der Biomasse | 75 |
| 4.4 | Bioraffineriekonzepte | 82 |
| 4.5 | Nachhaltigkeit und Bioraffinerie..... | 84 |
| 5 | ENTWICKLUNG DER METHODIK UND DES TOOLS | 89 |
| 5.1 | Konzeption eines Entscheidungstools | 90 |
| 5.2 | Kriterien | 93 |
| 5.2.1 | Qualitative Gewichtung der globalen Kriterien..... | 93 |
| 5.2.2 | Quantitative Gewichtung der Unterkriterien..... | 94 |
| 5.3 | Auswahl einer MCDA-Methode | 96 |
| 5.4 | AHP - Auswertung und Rangfolge der Prioritäten von Alternativen..... | 101 |
| 5.4.1 | Berechnung der Gewichtungsvektoren..... | 102 |
| 5.4.2 | Überprüfung der Konsistenz der Paarvergleichsurteile | 105 |
| 6 | AUFBAU DES TOOLS..... | 107 |
| 6.1 | Globale Kriterien | 107 |
| 6.2 | Subkriterien..... | 108 |
| 6.3 | AHP Endergebnisse | 110 |
| 6.4 | Konsistenzprüfung | 111 |
| 7 | FALLBEISPIEL..... | 112 |
| 7.1 | Festlegung der Ziele und Untersuchungsrahmen der Bewertung..... | 112 |
| 7.2 | Identifizieren der Alternativen, Kriterien und Subkriterien | 113 |
| 7.2.1 | Datengrundlagen..... | 113 |
| 7.2.2 | Festlegung von Produktionslinien und Prozessmodulen | 117 |
| 7.2.3 | Darstellung des hierarchischen Zielsystems in der Bioraffinerie | 121 |
| 7.3 | Berechnung der Kriterien | 123 |
| 7.3.1 | Biomasseanbau | 123 |
| 7.3.2 | Transport..... | 125 |
| 7.3.3 | Herstellungsprozess | 128 |
| 7.3.4 | Ergebnisse der GWP- und Kostenanalyse | 129 |
| 7.4 | AHP-Auswertung und Prioritätenrangfolge der Alternativen..... | 131 |
| 7.4.1 | Beste technologische Alternative in Bezug auf die ökologischen Kriterien | 133 |
| 7.4.2 | Beste technologische Alternative in Bezug auf ökonomischen Kriterien..... | 135 |
| 7.4.3 | Beste technologische Alternative in Bezug auf technische Kriterien | 137 |
| 7.4.4 | Vergleich der Alternativen mit GWP als zusätzlichem globalen Kriterium | 139 |
| 7.4.5 | Auswirkungen der Präferenzen auf die Ergebnisse der AHP-Auswertungen..... | 142 |
| 7.5 | Überprüfung der Konsistenz der Beurteilung der Paarvergleiche..... | 143 |
| 8 | DISKUSSION..... | 144 |
| 8.1 | Kritische Betrachtung der Datengrundlage | 144 |
| 8.2 | Richtungssicherheit des Ergebnisses..... | 145 |
| 8.3 | Diskussion der Ergebnisse..... | 146 |
| 8.3.1 | Konzeption des Entscheidungstools..... | 146 |
| 8.3.2 | Diskussion der Ergebnisse der AHP-Bewertung | 148 |
| 8.4 | Übertragbarkeit und Erweiterbarkeit des methodischen Ansatzes | 153 |
| 8.5 | Schlussfolgerungen und Empfehlungen..... | 154 |
| 8.5.1 | Schlussfolgerungen | 154 |
| 8.5.2 | Verbleibender Forschungsbedarf..... | 155 |
| 9 | ZUSAMMENFASSUNG | 157 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 10 | LITERATUR..... | 160 |
| 11 | ANHANG..... | 173 |
| 11.1 | <i>Unsicherheitsbetrachtung mit Monte-Carlo-Simulation.....</i> | <i>173</i> |
| 11.2 | <i>Bilanzdaten der Herstellung von 1 kg Chemikalien</i> | <i>174</i> |
| 11.3 | <i>Ökobilanz-Ergebnisse.....</i> | <i>181</i> |
| 11.4 | <i>LCC Ergebnisse:.....</i> | <i>191</i> |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| ABBILDUNG 1: AUFBAU DER ARBEIT | 4 |
| ABBILDUNG 2: PHASEN EINER ÖKOBILANZ NACH DIN EN ISO 14040 (ISO 14040 2006) | 6 |
| ABBILDUNG 3: VERFAHREN FÜR EINE SACHBILANZ (ISO 14044 2006) | 8 |
| ABBILDUNG 4: KONZEPTIONELLER RAHMEN DES LIFE CYCLE COSTING (REBITZER 2003) | 14 |
| ABBILDUNG 5: TYPISCHE STRUKTUR DER MULTIKRITERIELLEN ENTSCHEIDUNGSANALYSE (RECCHIA 2011) | 18 |
| ABBILDUNG 6: ANZAHL DER VERÖFFENTLICHUNGEN ZWISCHEN 1994 BIS 2017 FÜR VERSCHIEDENE ARTEN DER LCC-LCA-INTEGRATION (EIGENE DARSTELLUNG NACH MIAH 2017) (MIAH 2017) | 26 |
| ABBILDUNG 7: KONZEPT FÜR DIE MULTIKRITERIELLE BEWERTUNG VON PASSIVHÄUSERN (MOTUZIENE 2016) | 27 |
| ABBILDUNG 8: FLUSSDIAGRAMM DES VORGESCHLAGENEN ENTSCHEIDUNGSPROZESSES (KIM 2013) | 28 |
| ABBILDUNG 9: METHODIK FÜR DIE BEURTEILUNG UND ZUORDNUNG DER ALTERNATIVEN VON ABWASSERBEHANDLUNGSTECHNOLOGIEN (KALBAR 2016) | 29 |
| ABBILDUNG 10: STRUKTUR DER AHP-BASIERTEN NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG VON ALTERUNGERSCHINUNGEN DER KANALISATIONSSYSTEME (AKHTAR 2015) | 30 |
| ABBILDUNG 11: METHODIK ZUR BEWERTUNG DER NACHHALTIGKEIT DER STROMERZEUGUNG (ATILGAN 2016) | 32 |
| ABBILDUNG 12: METHODIK ZUR NACHHALTIGKEITSBEWERTUNG VON MARINEN TECHNOLOGIEN (BASURKO 2014) | 33 |
| ABBILDUNG 13: MCDA BEWERTUNGSVERFAHREN ANHAND VON BEISPIELKRITERIEN (WEISS 2011) | 34 |
| ABBILDUNG 14: VERGLEICH DES FOSSILEN ROHSTOFFS NAPHTHA MIT DEN BIOGENEN ROHSTOFFEN HINSICHTLICH MOLMASSE UND SAUERSTOFF-ZU-KOHLENSTOFF-VERHÄLTNIS (VDI 2014) | 43 |
| ABBILDUNG 15: BEISPIELE FÜR PRÄKUSOREN UND PLATTFORMCHEMIKALIEN (GRIMM 2011) | 44 |
| ABBILDUNG 16: ANTEIL DER ERNEUERBAREN ENERGIE AM ENDENERGIEVERBRAUCH IN DEUTSCHLAND IN DEN JAHREN 1990 BIS 2015 (BMW 2018) | 49 |
| ABBILDUNG 17: ENTWICKLUNG ENDENERGIEPRODUKTION AUS BIOMASSE 2004 – 2011 (FNR 2014) | 51 |
| ABBILDUNG 18: AUFBAU DER UMWANDLUNGSKETTEN VON BIOMASSE IN BRENNSTOFFE UND DEREN NUTZUNG (KALTSCHMITT 2009) | 52 |
| ABBILDUNG 19: BRUTTO-STROMERZEUGUNG 2018 IN DEUTSCHLAND: 649 MRD. KILOWATTSTUNDEN - ANTEILE AN DER BRUTTO- STROMERZEUGUNG IN PROZENT (EIGENE DARSTELLUNG NACH BDEW 2019) | 53 |
| ABBILDUNG 20: VERTEILUNG DER WÄRMEBEREITSTELLUNG AUS ERNEUERBAREN ENERGIEN IN DEUTSCHLAND NACH ENERGIETRÄGER IM JAHR 2015 (EIGENE DARSTELLUNG NACH BMW 2019) | 53 |
| ABBILDUNG 21: PRODUKTION VON BIOKRAFTSTOFFEN DER TOP 10 LÄNDER IM JAHR 2018 (IN 1.000 T ÖLÄQUIVALENT) (BMW 2019) | 57 |
| ABBILDUNG 22: BIOKRAFTSTOFFE: ANTEIL ERNEUERBARER ENERGIEN AM ENDENERGIEVERBRAUCH DES VERKEHRS IN DEUTSCHLAND IN DEN JAHREN 2000 BIS 2018 (EIGENE DARSTELLUNG NACH BMW 2019) | 57 |

| | |
|--|-----|
| ABBILDUNG 23: GRÖSSTE BIOETHANOLPRODUZENTEN NACH PRODUKTIONSKAPAZITÄT IN EUROPA IM JAHR 2017 (IN MIO. LITERN) (EIGENE DARSTELLUNG NACH BMWI 2019) | 59 |
| ABBILDUNG 24: WICHTIGSTE LÄNDER WELTWEIT NACH PRODUKTIONSMENGE VON BIODIESEL IM JAHR 2018 (IN MILLIARDEN LITER) (BMWI 2019)..... | 60 |
| ABBILDUNG 25: PRODUKTION VON BIODIESEL WELTWEIT UND IN DEUTSCHLAND IM ZEITRAUM VON 2000 BIS 2016 (IN 1.000 T) (BMWI 2019)..... | 61 |
| ABBILDUNG 26: VERGLEICH DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN VON BIOTREIBSTOFFEN AUS UNTERSCHIEDLICHEN BIOMASSEN IM VERGLEICH MIT FOSSILEN TREIBSTOFFEN (ZAH 2007). | 63 |
| ABBILDUNG 27: EINSPARUNGEN VON TREIBHAUSGASEN PRO HEKTAR IN ABHÄNGIGKEIT VON VERSCHIEDENEN LIGNOCELLULOSE-QUELLEN UND ERNTEERTRÄGE (CHERUBINI 2009). | 64 |
| ABBILDUNG 28: ÖKOBILANZERGEBNISSE DES KRAFTSTOFFS BIOETHANOL IM VERGLEICH ZU BENZIN, FE= FAHREN EINES MITTELKLASSEWAGENS FÜR 1 KM (BAI 2010) | 66 |
| ABBILDUNG 29: KLASSISCHE VERFAHREN ZUR HERSTELLUNG VON ZWISCHENPRODUKTEN AUS ETHANOL (RESCHETILOWSKI 2007) . | 71 |
| ABBILDUNG 30: ÜBERBLICK ÜBER KONVERTIERUNGEN VON MILCHSÄURE (DATTA 2006)..... | 72 |
| ABBILDUNG 31: BERNSTEINSÄURE ALS PLATTFORMCHEMIKALIE (BOZELL 2010) | 74 |
| ABBILDUNG 32: SYSTEMGRENZEN DER ÖKOBILANZ FÜR FÜNF VERSCHIEDENE EINSATZSTOFFE (ZUCKERROHR, MAIS, SWITCHGRASS, ERDGAS UND ERDÖL) FÜR DIE PRODUKTION VON ENERGIE UND LDPE. DIE REFERENZFLÜSSE SIND 46,9 MJ ENERGIE FÜR KRAFTSTOFF ODER 1 KG LDPE BEI CHEMISCHER NUTZUNG (POSEN 2014). | 76 |
| ABBILDUNG 33: AUSWIRKUNGEN DER PETROCHEMIE UND VON BIOBASIERTEM ACRYLNITRIL (ACN) UND DIE AUSWIRKUNGEN FÜR DIE EINZELNEN UMWELTKATEGORIEN: AD = ABIOTISCHE ERSCHÖPFUNG, AC = VERSAUERUNG, EU = EUTROPHIERUNG, CC = KLIMAWANDEL, OD = ABBAU DER OZONSCHICHT, HT = HUMANTOXIZITÄT, FT = SÜßWASSER, AQUATISCHE ÖKOTOXIZITÄT, MT = MARINE AQUATISCHE ÖKOTOXIZITÄT, TT = TERRESTRISCHE ÖKOTOXIZITÄT, PO = PHOTOCHEMISCHE OXIDANTIENBILDUNG, LU = LANDNUTZUNG HT = HUMANTOXIZITÄT (LAMMENS 2011) | 77 |
| ABBILDUNG 34: LCA-VERGLEICH VON PLA-TRINKBECHERN AUS MAIS GEGEN POLYSTYROL-TRINKBECHER. NEGATIVE WERTE IN DER BILANZ ZEIGEN VORTEILE FÜR PLA AUS MAIS (UIHLEIN 2008). | 80 |
| ABBILDUNG 35: KUMULATIVER PRIMÄRENERGIEBEDARF DER BIORAFFINERIE UND FOSSILE REFERENZSYSTEME (CHERUBINI 2010) .. | 81 |
| ABBILDUNG 36: HISTORISCHE DURCHSCHNITTSPREISE VON FOSSIL- UND BIOBASIERTEN CHEMIKALIEN (1975-1995 BEI DURCHSCHNITTLICHEM ÖLPREIS VON ETWA 23 \$ / BBL) (LANGE 2010)..... | 85 |
| ABBILDUNG 37: UNTERSCHIED ZWISCHEN AGGREGIERTEM UND DESKRIPTIVEM MCDA-ANSATZ | 89 |
| ABBILDUNG 38: GRUNDSTRUKTUR DES DESKRIPTIVEN VORGEHENS ZUR ENTSCHEIDUNGSFINDUNG ANHAND DES ENTSCHEIDUNGSTOOLS | 91 |
| ABBILDUNG 39: HYBRIDISierter KONZEPTIONELLER RAHMEN UM DIE ENTSCHEIDUNGSPROZESSE ZUR VERBESSERUNG DER UMWELT-UND WIRTSCHAFTSANALYSE ZU ERLEICHTERN (MIAH 2017)..... | 92 |
| ABBILDUNG 40: PRINZIPIELLER ABLAUF DER BEWERTUNG | 101 |
| ABBILDUNG 41: BEISPIEL DES PAARWEISEN VERGLEICHS DER ÖKONOMISCHEN, ÖKOLOGISCHEN UND TECHNISCHEN KRITERIEN IM EXCEL-TOOL | 107 |
| ABBILDUNG 42: DARSTELLUNG DER BERECHNUNG DER NORMALISIERTEN EIGENVEKTOREN FÜR GLOBALE KRITERIEN | 108 |

| | |
|---|-----|
| ABBILDUNG 43: BEISPIEL DER EINGABE DER UNTERKRITERIEN FÜR ROHSTOFFE, TRANSPORT UND UMWANDLUNG FÜR DIE HERSTELLUNG VON DREI UNTERSCHIEDLICHEN PRODUKTEN MIT UNTERSCHIEDLICHEN TECHNOLOGIEN | 109 |
| ABBILDUNG 44: BEISPIEL DER UMSTRUKTURIERUNG DER UNTERKRITERIEN ZU GLOBALEN KRITERIEN..... | 109 |
| ABBILDUNG 45: ERGEBNISSE DES NORMALISIERUNGSPROZESSES (BEISPIEL: UMWELTKRITERIEN) | 110 |
| ABBILDUNG 46: DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE AUS DEM FALLBEISPIEL DER AHP-PRIORITÄTENRANGFOLGE UNTERSCHIEDLICHER TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN. | 111 |
| ABBILDUNG 47: BEISPIEL DER ERGEBNISSE DER KONSISTENZPRÜFUNG | 111 |
| ABBILDUNG 48: DARSTELLUNG VON IN DIESER ARBEIT BETRACHTETEN MODULEN UND SYSTEMGRENZEN | 119 |
| ABBILDUNG 49: AUFBAU DES BIORAFFINERIESYSTEMS | 120 |
| ABBILDUNG 50: MODELL FÜR BIORAFFINERIESYSTEM: HIERARCHISCHES ZIELSYSTEM UND KRITERIEN (EIGENE DARSTELLUNG)..... | 122 |
| ABBILDUNG 51: AHP-HIERARCHIESYSTEM FÜR DIE BIORAFFINERIE..... | 122 |
| ABBILDUNG 52: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER IN DER ECOINVENT-DATENBANK BETRACHTETEN LANDWIRTSCHAFTLICHEN PROZESSE (ECOINVENT) | 124 |
| ABBILDUNG 53: TREIBHAUSPOTENTIAL DER UNTERSCHIEDLICHEN PRODUKTIONSLINIEN | 130 |
| ABBILDUNG 54: KOSTENABSCHÄTZUNG DER UNTERSCHIEDLICHEN PRODUKTIONSLINIEN | 131 |
| ABBILDUNG 55: ERGEBNISSE DER AHP-GEWICHTUNG IN BEZUG AUF UMWELTKRITERIEN UNTERSCHIEDLICHER TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN..... | 135 |
| ABBILDUNG 56: ERGEBNISSE DER AHP-GEWICHTUNG IN BEZUG AUF ÖKONOMISCHE KRITERIEN UNTERSCHIEDLICHER TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN..... | 137 |
| ABBILDUNG 57: ERGEBNISSE DER AHP-GEWICHTUNG IN BEZUG AUF DIE TECHNISCHEN KRITERIEN VON UNTERSCHIEDLICHEN TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN | 138 |
| ABBILDUNG 58: VERGLEICH VON ALTERNATIVEN MIT GWP ALS ZUSÄTZLICHES GLOBALES KRITERIUM | 140 |
| ABBILDUNG 59: VERGLEICH DER AHP-GEWICHTUNG IN BEZUG AUF DIE UMWELTKRITERIEN UND AUF DAS TREIBHAUSPOTENTIAL UNTERSCHIEDLICHER TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN..... | 141 |
| ABBILDUNG 60: AUSWIRKUNGEN UNTERSCHIEDLICHER PRÄFERENZEN AUF DIE ERGEBNISSE DER BEWERTUNG | 142 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|-----|
| TABELLE 1: BEISPIEL VON WIRKUNGSKATEGORIEN | 11 |
| TABELLE 2: AUFLISTUNG DER BETRACHTETEN LITERATUR NACH ZIELEN UND METHODEN..... | 38 |
| TABELLE 3: ÜBERSICHT DER NACHWACHSENDEN ROHSTOFFE UND DEREN MÄRKTE UND EINSATZ IN DEUTSCHLAND 2011 | 45 |
| TABELLE 4: INTERNATIONALE FIRMEN, DIE BESTIMMTE BIOBASIERTE (C1- CN) CHEMIKALIEN MIT POTENTIAL ZU STARKEM WACHSTUM ODER WEITERENTWICKLUNG PRODUZIEREN (JONG 2012)..... | 69 |
| TABELLE 5: ÖKOBILANZIELLER VERGLEICH DER GESAMTEN OSB-BIORAFFINERIE MIT KONVENTIONELLEN PRODUKTIONSSYSTEMEN ... | 79 |
| TABELLE 6: BEISPIEL FÜR UNTERSCHIEDLICHE GEWICHTUNGSSZENARIOEN DER GLOBALEN KRITERIEN | 94 |
| TABELLE 7: BEISPIELE DER ZUORDNUNG DER GLOBALEN KRITERIEN (ÖKONOMISCH, ÖKOLOGISCH, SOZIAL UND TECHNISCH) ZU DEN DAZUGEHÖRIGEN UNTERKRITERIEN MIT DER JEWEILIGEN EINHEIT | 95 |
| TABELLE 8: ANFORDERUNGEN FÜR DIE AUSWAHL DER PASSENDEN BEWERTUNGSMETHODE | 97 |
| TABELLE 9: VERGLEICH DER MCDA-METHODEN NACH FESTGELEGTE ANFORDERUNGEN | 99 |
| TABELLE 10: VOR- UND NACHTEILE VON AHP UND ANP | 100 |
| TABELLE 11: SAATYS 9-PUNKTE-SKALA DES PAARWEISEN VERGLEICHS (GHOSH 2011) | 102 |
| TABELLE 12: RANDOM-INKONSISTENZ-INDEX VON SAATY (SAATY, 2004) | 106 |
| TABELLE 13: DARSTELLUNG DER DATENQUELLEN UND DATENGRUNDLAGEN FÜR DIE PRODUKTION VON ETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN NACHWACHSENDEN ROHSTOFFEN | 115 |
| TABELLE 14: ZUORDNUNG DER GLOBALEN KRITERIEN (ÖKOLOGISCHE, ÖKONOMISCHE, UND TECHNISCHE KRITERIEN) ZU DEN DAZUGEHÖRIGEN UNTERKRITERIEN MIT DER JEWEILIGEN EINHEIT; FE: 1 KG BIOBASIERTE CHEMIKALIEN | 117 |
| TABELLE 15: BEWERTUNG DER CHEMISCHEN VERBINDUNGEN ANHAND FESTGELEGTER KRITERIEN (BOZELL 2010) | 118 |
| TABELLE 16: ZUORDNUNG DER BIOMASSESORTEN ZU MÖGLICHEN BIOBASIERTE CHEMIKALIEN..... | 123 |
| TABELLE 17: ERGEBNISSE AUS LCA UND LCC DES BIOMASSENANBAUS ZUR HERSTELLUNG 1 KG BIOBASIERTE CHEMIKALIEN | 125 |
| TABELLE 18: ABSCHÄTZUNG DER TRANSPORTENTFERNUNGEN UNTERSCHIEDLICHER BIOMASSESORTEN | 126 |
| TABELLE 19: ERGEBNISSE AUS LCA UND LCC DES BIOMASSETRANSPORTS FÜR DIE HERSTELLUNG VON 1 KG BIOBASIERTE CHEMIKALIEN | 127 |
| TABELLE 20: ERGEBNISSE DER LCA- UND LCC-ANALYSEN DES HERSTELLUNGSPROZESSES VON 1 KG BIOBASIERTE CHEMIKALIEN .. | 129 |
| TABELLE 21: EVALUATIONSMATRIX DER GLOBALEN KRITERIEN IN BEZUG AUF UMWELTKRITERIEN | 133 |
| TABELLE 22: ERGEBNISSE DER AHP-PRIORITÄTENRANGFOLGE IN BEZUG AUF UMWELTKRITERIEN UNTERSCHIEDLICHER TECHNOLOGIEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOETHANOL, MILCHSÄURE UND BERNSTEINSÄURE AUS VERSCHIEDENEN BIOMASSESORTEN..... | 134 |
| TABELLE 23: EVALUATIONSMATRIX DER GLOBALEN KRITERIEN IN BEZUG AUF ÖKONOMISCHE KRITERIEN | 136 |
| TABELLE 24: EVALUATIONSMATRIX DER GLOBALEN KRITERIEN IN BEZUG AUF DIE TECHNISCHE KRITERIEN | 138 |
| TABELLE 25: EVALUATIONSMATRIX DER GLOBALEN KRITERIEN MIT DEM TREIBHAUSPOTENTIAL ALS ZUSÄTZLICHE GLOBALEM KRITERIUM..... | 140 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------|---|
| AHP | Analytischer Hierarchieprozess |
| ANP | Analytischer Netzwerkprozess |
| BAFA | Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle |
| BAFU | Bundesamt für Umwelt |
| BFE | Bundesamt für Energie |
| BHKW | Blockheizkraftwerk |
| SNG | Synthetic Natural Gas |
| BLW | Bundesamt für Landwirtschaft |
| BtL | Biomass-to-Liquid |
| BTX | Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole |
| C.I. | Consistency Index |
| C.R. | Consistency Ratio |
| CEN | Europäischen Komitee für Normung |
| DME | Dimethylether |
| ELCC | Environmental LCC |
| ELECTRE | ELimination and Choice Expressing Reality |
| EU | Europäische Union |
| FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations |
| FAOSTAT | Food and Agriculture Organization Statistics |
| FE | Funktionelle Einheit |
| FT-Diesel | Fischer-Tropsch-Diesel |
| GHD | Gewerbe, Handel und Dienstleistungen |
| GIS | Geographisches Informationssystem |
| GWP | Treibhauspotential |
| HK/HKW | Heiz- und Heizkraftwerke |
| HMF | Hydroxymethylfurfural |

| | |
|-----------|---|
| HVOs | Hydrierte Öle und Fette |
| IEA | International Energy Agency |
| ILCD | International Reference Life Cycle Data System |
| KTBL | Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft |
| KWK | Kraft-Wärme-Kopplung |
| LA | Milchsäure |
| LCA | Life Cycle Assessment |
| LCC | Life Cycle Costing |
| LCI | Sachbilanz |
| LDPE | Polyethylen mit niedriger Dichte |
| MAUT | Multiattributive Nutzentheorie |
| MCA | Multikriterielle Entscheidungsanalyse |
| MCDA | Multi Criteria Decision Analysis |
| MILP | Mixed-Integer Linear Programming |
| Nawaro | Nachwachsende Rohstoffe |
| NWA | Nutzwertanalyse |
| OR | Operations Research |
| PE | Polyethylen |
| PHA | Polyhydroxyalkanoate |
| PHB | Polyhydroxybuttersäure |
| PLA | Polymilchsäuren |
| PROMETHEE | Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations |
| PVC | Polyvinylchlorid |
| RI | Konsistenzanteil |
| RME | Rapsmethylester |
| SA | Bernsteinsäure |
| SETAC | Society of Environmental Toxicology and Chemistry |
| SLCA | Social Life Cycle Assessment |

| | |
|------------------|--|
| TOPSIS | Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution |
| TPS | Thermoplastische Stärke |
| TWh | Terawattstunde |
| UNEP | United Nations Environment Programme |
| USA | Vereinigte Staaten |
| USDOE | US Department of Energy |
| USGC | United States Geological Survey |
| VDI | Verein Deutscher Ingenieure |
| WCED | World Commission on Environment and Development |
| Wg | Globale Eigenvektoren |
| Wn | Subkriterien-Eigenvektoren |
| Wn-1 | Kriterien-Eigenvektor |
| λ_{\max} | Maximaler Eigenwert |

1 Einleitung

1.1 Motivation

Im Auftrag der Vereinten Nationen wurde das Konzept der Nachhaltigkeit von der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung in einem Bericht mit dem Titel "Unsere gemeinsame Zukunft" eingeführt. Dieser Bericht der WCED (World Commission on Environment and Development) definierte nachhaltige Entwicklung wie folgt: „Nachhaltig ist eine Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen“ (WCED 1987). Im Hinblick auf die weitere globale Bevölkerungsentwicklung und in einer Zeit, in der sich Politik, Wirtschaft und Wissenschaft intensiv mit ökologischen Fragestellungen wie Erderwärmung, CO₂-Emissionen und dem sparsamen Umgang mit fossilen Brennstoffen auseinandersetzen müssen, ist der Einsatz erneuerbarer Ressourcen unverzichtbar.

Für die Transformation zu einer nachhaltigen Wirtschaft auf Basis erneuerbarer Rohstoffe werden wesentliche Beiträge von innovativen neuen Technologien oder Technologiekonzepten wie Elektromobilität, Bioraffinerie oder auch künstliche Intelligenz erwartet. Diese könnten durch die Erschließung neuer Märkte und die Entwicklung innovativer und umweltfreundlicher Produkte mit der Schaffung zusätzlicher Arbeitsplätze auch große ökonomische, ökologische und gesellschaftliche Chancen für die Industrie und die Forschung bieten. Andererseits sind mit neuen komplexen Technologiekonzepten auch weitreichende und unüberschaubare Auswirkungen verbunden, die neue Herausforderungen und Fragestellungen aufwerfen.

Aus diesem Grund ist es sehr wichtig, neue Technologiekonzepte aktiv zu gestalten und dabei ein breites Spektrum von Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung im ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Bereich zu berücksichtigen. Ebenso ist es wichtig, mögliche Risiken oder Nachteile – die vielleicht bestimmten Bevölkerungsgruppen besonders betreffen – in eine Entscheidung zur Förderung oder Einführung neuer Technologien einzubeziehen, um eine möglichst breite Akzeptanz in der Bevölkerung zu gewinnen. Aus diesem Grund sind heute bei technologischen Großprojekten Partizipationsprozesse mit Beteiligung von Stakeholdern und Anliegern sehr wichtig geworden. Um eine möglichst sachorientierte Entscheidung zu treffen, können für solche Partizipationsprozesse Methoden der Entscheidungsunterstützung

eingesetzt werden. Diese fassen Informationen zu den unterschiedlichen Aspekten einer Entscheidung zusammen und verbinden diese mit einem Prozess der Präferenzensetzung. Dadurch kann eine nachvollziehbare Bewertung von Alternativen mit mehreren Kriterien im Sinne einer multikriteriellen Entscheidungsfindung erreicht werden. Allerdings sind solche Methoden häufig sehr komplex und für Entscheider in Partizipationsprozessen nicht einfach zu handhaben.

1.2 Nachhaltigkeitsbewertung neuer Technologien

Die Bewertung neuer Technologien bezüglich der Nachhaltigkeit ist äußerst komplex. Im Allgemeinen kann man sagen, dass eine Technologie Einfluss auf die natürliche und sozioökonomische Umwelt nimmt. Die Art und Weise, wie diese Interaktion stattfindet, ist abhängig von der jeweiligen Art der Technologie. Jede Technologie dient zur Erfüllung einer oder mehrere Funktionen, die letztendlich auf die Bereitstellung von Produkten und/oder Dienstleistungen abzielen. Erfüllen die Funktionen einer Technologie die Anforderungen der Endverbraucher, so wird diese eingeführt und hat Auswirkungen auf die Umwelt (Balkema 2002).

Für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Technologien wurde eine Reihe von Methoden entwickelt; einen Überblick bietet z. B. (Miah 2017). Diese unterscheiden sich nach qualitativen und quantitativen Methoden sowie danach, welche Dimensionen der Nachhaltigkeit sie berücksichtigen. Eine zentrale Methode zur Bewertung ökologischer Aspekte von Technologien, Produkten oder Dienstleistungen ist das Life Cycle Assessment (LCA, auch Ökobilanz). Diese Methode basiert auf dem Lebenszyklusansatz, d. h. es werden alle Phasen einer Technologie bzw. eines Produkts in Form einer vollständigen Prozesskette von der Wiege bis zur Bahre sowie eine Vielzahl von Umweltkategorien erfasst. Damit bietet sich die Möglichkeit einer umfassenden Bewertung von Technologien und der Erfassung möglicher Problemverschiebungen. So zeigt sich beispielsweise, dass erneuerbare Energien zwar in der Nutzenphase kaum Treibhausgase verursachen, dafür aber in der Herstellung energie- und rohstoffintensiv sind. Der Vorteil des Life Cycle Assessment ist außerdem eine standardisierte Methodik nach DIN EN ISO 14040 und 14044, die für eine transparente und reproduzierbare Bewertung sorgt, sowie das Vorhandensein großer Datenbanken, die schnell und einfach zumindest eine „Screening“-Bewertung zulassen, die anschließend noch verfeinert werden kann.

Aus den genannten Gründen bietet sich die Ökobilanz als grundlegende Methodik für die Nachhaltigkeitsbewertung von Technologien an. Erweitert werden kann es durch das Life Cycle Costing (LCC), das basierend auf der gleichen Prozesskette des

Lebenszyklus Kosteninformationen zusammenfasst. Damit können grundlegende Sachinformationen bereitgestellt werden. Dies sind aber erwartungsgemäß nicht alle Aspekte, die für Stakeholder, Politiker und andere Entscheidungsträger mit unterschiedlichen Interessen an komplexen neuen Technologiekonzepten wichtig sind. Darüber hinaus bietet die Methodik der Ökobilanz keine direkte Möglichkeit, die Präferenzensetzung von Stakeholdern einzubeziehen bzw. deren Auswirkungen auf die Entscheidungsfindung abzubilden.

1.3 Forschungsfrage und Vorgehen

Vor dem beschriebenen Hintergrund soll in dieser Arbeit ein deskriptives Vorgehen entwickelt werden, um LCA und LCC mit Methoden der multikriteriellen Entscheidungsfindung zusammenzuführen. Das entwickelte Vorgehen soll in ein einfaches Tool umgesetzt werden, das insbesondere den Einfluss einer Präferenzensetzung auf eine Entscheidung deutlich macht. Auf diese Weise können Einzelentscheidungen auf Grundlage einer abgeschlossenen Präferenzensetzung – z. B. im Rahmen von Partizipationsprozessen – dargestellt werden. Es kann aber auch auf einfache und schnelle Weise der Einfluss unterschiedlicher Präferenzensetzungen auf das Ergebnis untersucht werden und damit die Robustheit einer Entscheidung untersucht werden. Ein solches Tool hat eine breite Anwendungsmöglichkeit für eine Vielzahl von Entscheidern und Partizipationsprozessen. In der vorliegenden Arbeit soll es für ein Fallbeispiel neuer Technologien aus dem Bereich der Bioökonomie exemplarisch angewandt werden.

Im Anschluss an diese Einleitung wird ein Überblick über methodische Grundlagen zur Bewertung in Kapitel 2 gegeben. Hier werden die angewandten Methoden und Tools vorgestellt; unter anderem werden die Grundlagen der Methoden LCA, LCC und multikriterielle Entscheidungsanalyse (MCDA) erläutert. Danach werden in Kapitel 3 ausgewählte Literaturen zu LCA und multikriterieller Entscheidungsunterstützung aufgearbeitet. In Kapitel 4 wird der aktuelle Stand der Wissenschaft im Bereich Nutzung von Biomasse, Bioraffineriekonzepte und damit verbundene Technologien dargelegt. In Kapitel 5 wird die Entwicklung der Methodik für das vorgesehene Tool dargestellt. Bei der Entwicklung werden verschiedene Ansätze der Entscheidungstheorie untersucht und bewertet, um eine passende Auswahl zu treffen. Sowohl das mathematische Modell als auch der Algorithmus werden für die Implementierung konzipiert, formuliert und angepasst. Danach wird in Kapitel 6 das Fallbeispiel aus dem Bereich der Bioraffinerie erarbeitet. Abschließend werden die Ergebnisse der Anwendung des Tools in Kapitel 7 kritisch bewertet und diskutiert.

Dieses Kapitel gibt zusätzlich einen Ausblick zu Übertragbarkeit und Erweiterbarkeit des methodischen Ansatzes und zeigt in einer Schlussfolgerung die wissenschaftliche Neuheit und die gesellschaftliche Relevanz der Arbeit. In Abbildung 1 ist der Aufbau der Arbeit schematisch dargestellt.

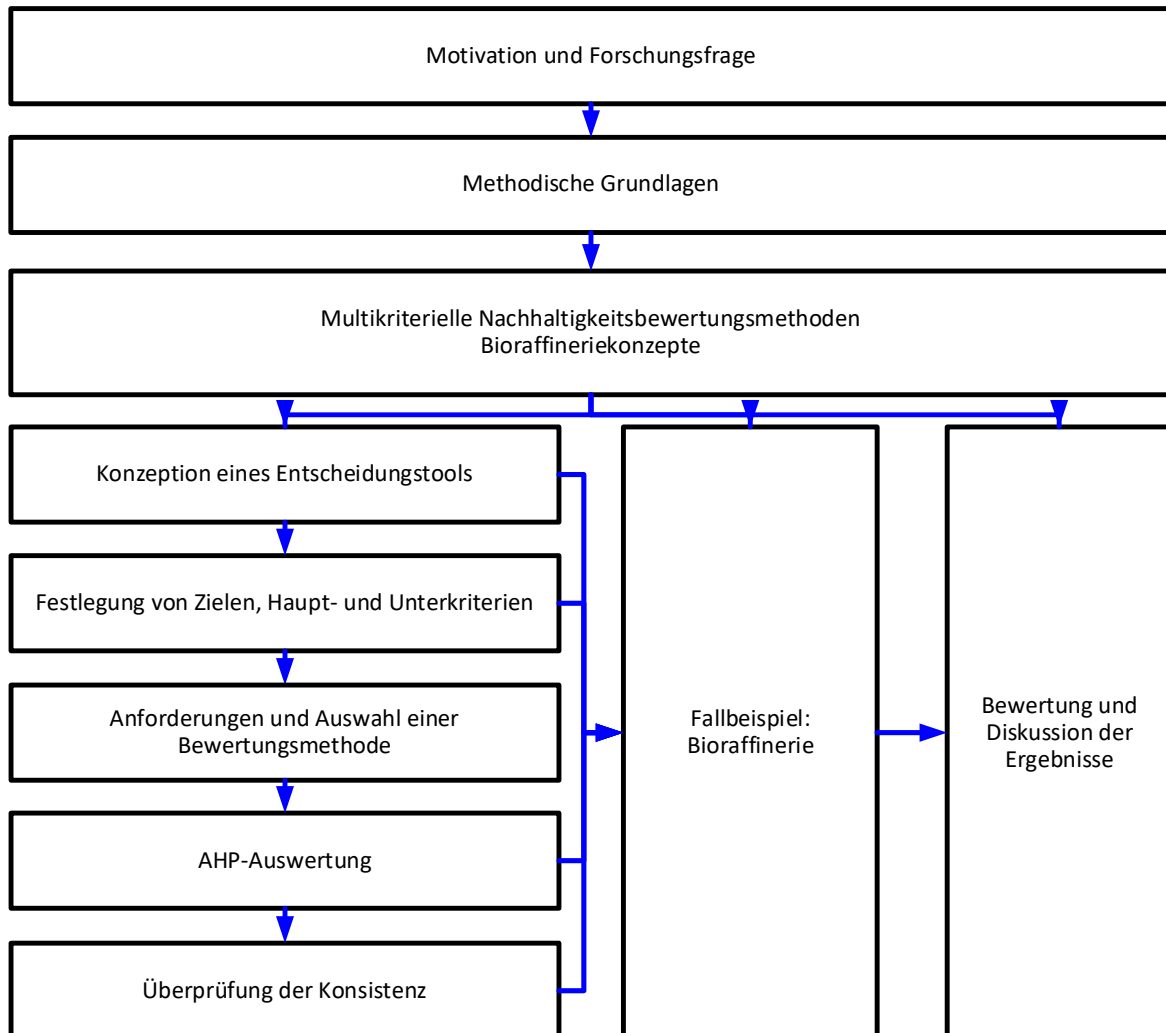


Abbildung 1: Aufbau der Arbeit

2 Methodische Grundlagen

Im folgenden Kapitel werden zuerst die Grundlagen von LCA und LCC vorgestellt und im Anschluss der multikriteriellen Entscheidungsanalyse. Außer den Methoden selbst werden auch einschlägige Softwareprogramme und Datenbanken vorgestellt.

2.1 Life Cycle Assessment (LCA)

Das Life Cycle Assessment (in Deutschland Ökobilanz genannt) ist ein systematischer Ansatz, um die Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu analysieren und zu bewerten. Die betrachteten Auswirkungen werden hierbei nicht nur in der Produktions- oder Betriebsphase untersucht, sondern über den gesamten Lebenszyklus: Von der Wiege bis zur Bahre, einschließlich der gesamten Produktionsvorkette und des Recyclings oder der Entsorgung. Zwischen den einzelnen Prozessen eines Produktsystems werden die Stoff- und Energieströme quantifiziert und untersucht. Abschließend werden die Auswirkungen auf die Umwelt beurteilt. Die genaue Vorgehensweise ist standardisiert und in den Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 festgelegt. In ISO 14040 werden die Grundsätze und Rahmenbedingungen erläutert. Die 2006 publizierte zweite Ausgabe der DIN EN ISO 14040 stellt gemeinsam mit der DIN EN ISO 14044 den Standard für eine ISO-konforme Ökobilanzierung dar (ISO 14040 2006) (ISO 14044 2006). Sie wurden vom Technischen Komitee ISO/TC 207 „Environmental Management“ in Zusammenarbeit mit dem Europäischen Komitee für Normung (CEN) erarbeitet.

Das Ziel einer Ökobilanz ist unter anderem das Aufzeigen von Potentialen zur Verbesserung der Umwelteigenschaften bestimmter Produkte, Prozesse und Dienstleistungen. Dadurch dienen die Ergebnisse dieser Bilanzen als Entscheidungshilfen für Industrie, Politik oder als Informationsgrundlage von Umweltproduktdeklarationen. Komplexe Zusammenhänge werden im Idealfall übersichtlich dargestellt und ermöglichen eine systematische Betrachtungsweise. Innerhalb eines Systemrahmens wird ein abstrahiertes Bild der Wirklichkeit dargestellt, das so weit vereinfacht wird, dass mit diesem Modell gerechnet werden kann. Umweltwirkungen werden dabei umweltmedienübergreifend erfasst und relative Aussagen bezogen auf eine Referenzgröße können getroffen werden. Absolute Aussagen sind nicht möglich.

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich wird, sind die Phasen der Ökobilanz untereinander mit Richtungspfeilen gekennzeichnet, die in beide Richtungen weisen. Damit soll

verdeutlicht werden, dass die Erstellung einer Ökobilanz ein iterativer Prozess ist. Im Verlauf der Sammlung von Daten kann beispielsweise die Notwendigkeit auftreten, das Ziel der Studie zu ändern. Wie ferner zu sehen, umfasst die Ökobilanz vier Phasen:

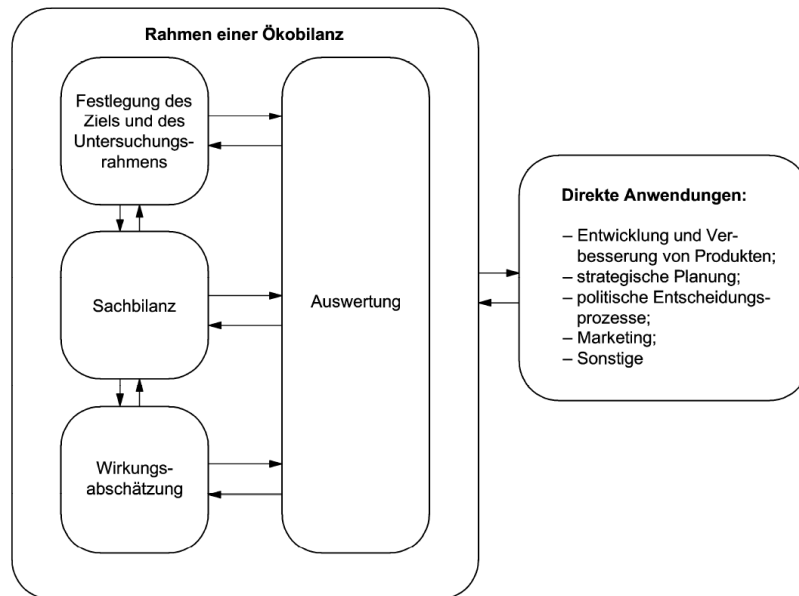


Abbildung 2: Phasen einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 (ISO 14040 2006)

2.1.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

In diesem Abschnitt wird festgelegt, welche Ziele in der Ökobilanz verfolgt werden. Das Ziel der Ökobilanz beinhaltet die Gründe, warum sie durchgeführt wird, für welche Zielgruppe sie erstellt wird und ob die Ergebnisse zur Veröffentlichung bestimmt sind. Der Untersuchungsrahmen steckt den Umfang der Studie ab und enthält die folgenden Punkte:

- eine Beschreibung des zu untersuchenden Produktsystems und seiner Funktionen
- die funktionelle Einheit
- die Systemgrenze
- die Allokationsverfahren
- die ausgewählten Wirkungskategorien und die Methode für die Wirkungsabschätzung sowie die anschließend anzuwendende Auswertung
- die Anforderungen an die Daten
- die Annahmen
- die Einschränkungen

-
- die anfänglichen Anforderungen an die Datenqualität
 - die Art der kritischen Prüfung, sofern vorgesehen
 - die Art und der Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichtes.

An dieser Stelle soll genauer auf die funktionelle Einheit eingegangen werden, da diese in der Arbeit eine zentrale Rolle einnimmt. Die funktionelle Einheit ist eine Bezugsgröße, auf die alle Flüsse normiert werden und die den Vergleich verschiedener Produkte in den gewählten Wirkungskategorien ermöglicht. Der Referenzfluss des Produktsystems quantifiziert die funktionelle Einheit. Alle Input- und Outputdaten des Systems werden auf die funktionelle Einheit bezogen.

Von hoher Bedeutung für die Vergleichbarkeit einzelner Studien ist auch die gewählte Systemgrenze. Diese beschreibt, welche Prozesse des Produktlebenswegs in die Untersuchung eingebunden werden und welche nicht. Die typische Systemgrenze ist Cradle-to-Grave (CtG) und wird verwendet, wenn der gesamte Lebensweg eines Produktes in die Untersuchung einbezogen wird (ISO 14040 2006).

2.1.2 Sachbilanzphase

In der Sachbilanz werden alle Inputs und Outputs eines Produktes entlang seines Lebensweges erfasst. Abbildung 3 zeigt das grobe Verfahren zu Erstellung einer Sachbilanz. Dabei handelt es sich um eine Gegenüberstellung der Input- und Outputflüsse. Zunächst werden dazu alle Prozesse, die zur Erfüllung der funktionellen Einheit benötigt werden, identifiziert und ggf. auf eine Einheit des jeweiligen Produkts bezogen. Dieser Schritt wird auch Normierung genannt. Ein Produktsystem ist als Zusammenfassung von Prozessmodulen zu verstehen, die den Lebensweg eines Produktes darstellt, bestimmte Funktionen erfüllen und ihrerseits Elementar- und Produktflüsse beinhalten. Ein Elementarfluss ist ein Stoff oder eine Energie, der bzw. die dem untersuchten Produktsystem oder Einheitsprozess zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde (oder umgekehrt). Die Flussgrößen sämtlicher Stoff- und Energieflüsse werden in physikalischen Einheiten angegeben (ISO 14040 2006). Dabei können die Daten durch Messungen, Schätzungen oder Berechnungen erhoben werden. Bei technischen Produkten sind oftmals direkte Daten für die Produktion und die Vorprodukte vorhanden, ebenso wie für die Entsorgung oder das Recycling. Allerdings liegen direkte Daten nicht immer vor und müssen dann, basierend auf anderen Informationen, erhoben werden.

Häufig handelt es sich um vertrauliche Daten von Unternehmen, deren Zugänglichkeit unter Umständen schwierig ist. Spezifische Daten können durch Messungen an Anlagen, mit Hilfe von Fragebögen und persönlichen Interviews sowie durch Auswertung von Unterlagen, beispielsweise von Konstruktionsplänen, Datensystemen von Betrieben oder Arbeitsunterlagen erhoben werden. Um Missverständnissen vorzubeugen, ist eine Dokumentation der Datenerhebungsmethoden sinnvoll. Eine einheitliche und in sich schlüssige Datenerfassung beinhaltet auch Angaben über relevante Betriebsbedingungen, Sonderfälle, besondere Vorkommnisse oder Unregelmäßigkeiten.

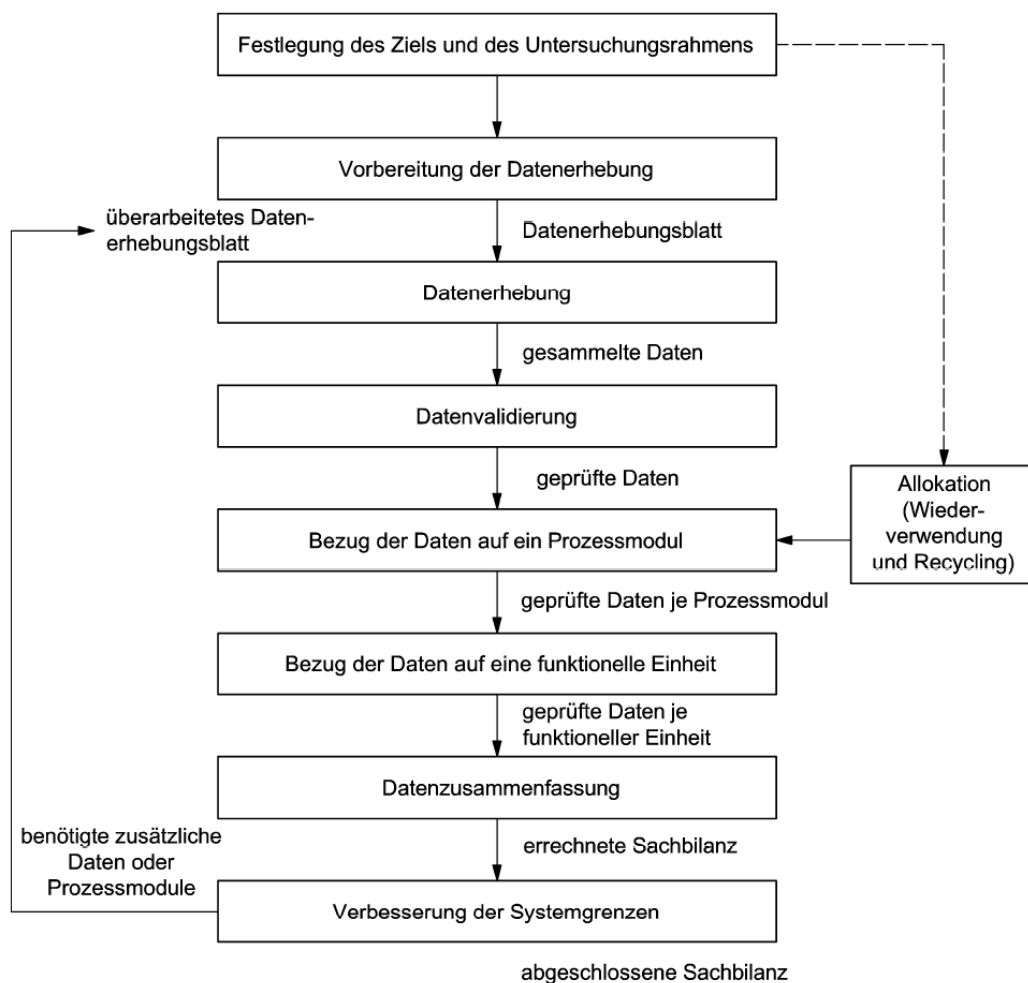


Abbildung 3: Verfahren für eine Sachbilanz (ISO 14044 2006)

Die Validierung der Datenqualität findet im Rahmen der Datenerfassung statt und kann beispielsweise durch Erhebungen von eigenständigen Massenbilanzen und Energiebilanzen vorgenommen werden. Dies ist möglich, da die Stoffe der Massen- und Energieströme den Gesetzen der Erhaltung von Masse und Energie folgen und demnach mit der Summe der Inputs und Outputs deckungsgleich sein müssen. Im

nachfolgenden Schritt der Sachbilanz wird das Inventar des Produktsystems berechnet. Die Berechnung der quantitativen Daten der Input- und Outputflüsse der einzelnen Teilmodule des Produktprozesses wird auf den jeweiligen Referenzfluss bezogen. Hierzu muss für jedes Prozessmodul ein geeigneter Referenzfluss festgelegt werden. Daraufhin werden die sogenannten Rohdaten der Inputs und Outputs auf eine Einheit bezogen beziehungsweise normiert. Das Ziel der Bilanzierung liegt darin, die Berechnung aller Produktflüsse und Rohstoffe auf die funktionelle Einheit des gesamten Produktsystems zu beziehen. Es folgt die Berechnung der Emissionen, bezogen auf die funktionelle Einheit, und anschließend die Addition aller Flüsse eines identischen Elementarflusses für das Gesamtproduktsystem. Im letzten Schritt der Sachbilanz werden die Berechnungen dokumentarisch dargelegt, um die Sachbilanz iterativ zu prüfen und gegebenenfalls angleichen zu können. Die Ergebnisse einer Sachbilanz werden in umfassenden Tabellen dargestellt, die alle Inputs und Outputs mit Bezug auf die funktionelle Einheit auflisten.

Viele Prozesse erzeugen mehr als ein Produkt. Diese werden als Multi-Output-Prozesse bezeichnet. Die Umweltwirkungen müssen allen Produkten und Nebenprodukten zugeteilt werden. Dieser Zuteilungsvorgang wird als Allokation bezeichnet. Die Zuordnung der Umweltwirkungen auf Input- und Outputströme für die einzelnen Produkte können einen bedeutungsvollen Einfluss auf das Endergebnis einer Ökobilanz haben. Die ISO 14044 empfiehlt, zunächst jede Form der Allokation zu vermeiden und womöglich dem Substitutionsansatz durch Systemerweiterung für die Bewertung den Vorzug zu geben (ISO 14044 2006).

Ist die Erweiterung des Systems oder das Bilden von Teilprozessen nicht möglich, so ist die Allokation unvermeidlich. Die ISO 14044 empfiehlt in diesem Fall eine stufenweise Umsetzung der Allokation. Zunächst sollte die Aufteilung der Ströme zwischen den einzelnen Funktionen von physikalischen Zusammenhängen (Masse oder Energiegehalt der Produkte) berechnet werden. Wenn eine physische Zuordnung nicht möglich oder nicht sinnvoll ist, wird die Zuteilung durch Vergleichen des wirtschaftlichen Werts der Funktionen oder Produkte realisiert.

Häufig ist es schwierig, anhand der physikalischen Eigenschaften zu entscheiden, ob ein Output ein Nebenprodukt oder gar ein Abfall ist. In diesem Fall wird wieder der wirtschaftliche Wert berücksichtigt. Ist der wirtschaftliche Wert des Outputs positiv, wird es als Nebenprodukt betrachtet; ansonsten wird es als Abfall behandelt.

2.1.3 Wirkungsabschätzung

Das Ziel der Wirkungsabschätzung besteht darin, einen funktionalen Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der Sachbilanz und den Umweltauswirkungen herzustellen, die in der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegt wurden. Die Wirkungskategorien werden mit den Ergebnissen der Sachbilanz schrittweise in Zusammenhang gebracht. Wirkungskategorien repräsentieren potentielle Auswirkungen auf Mensch und Umwelt, die ein Produktsystem im Hinblick auf umwelt-, gesundheits- und ressourcenrelevante Themen verursacht. Dazu zählen beispielsweise die Klimaerwärmung, der stratosphärische Ozonabbau, die Eutrophierung, die Versauerung sowie die Ökotoxizität. Die Wirkungsabschätzung besteht aus verbindlichen und optionalen Bestandteilen. Die verbindlichen Bestandteile sind zur Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungskategorieergebnisse notwendig. Dafür müssen zunächst die Wirkungsendpunkte der Wirkungskategorien identifiziert werden. Wirkungsendpunkte werden als Umwelt- und Gesundheitsaspekte sowie als Stoffeigenschaften definiert, die eine bestimmte Umweltproblematik darstellen. Anschließend erfolgt für die zuvor ermittelten Wirkungsendpunkte die Definition des Wirkungsindikators, der die Wirkungskategorie quantitativ repräsentiert. Im nächsten Schritt können die Ergebnisse der Sachbilanz den jeweiligen Wirkungskategorien zugeordnet werden. Im Rahmen dieser Zuordnung der Input- und Outputdaten, der sogenannten Klassifizierung, werden die zuvor festgelegten Wirkungsindikatoren und identifizierten Wirkungsendpunkte berücksichtigt. Im verbindlichen Bestandteil der Wirkungsabschätzung erfolgen die Festlegung eines Charakterisierungsmodells, in dem die klassifizierten Daten in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators umgerechnet und aggregiert werden, sowie die Identifizierung von Charakterisierungsfaktoren. Die Charakterisierung beinhaltet eine Quantifizierung der zugeordneten Größen der Sachbilanzergebnisse und lässt sich mittels Äquivalenzfaktoren beziehungsweise Charakterisierungsfaktoren zu Umweltwirkungen berechnen und auf eine Referenzeinheit beziehen. Dazu werden die Ergebnisse der Sachbilanz mit den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren multipliziert, anschließend werden die Einzelbeträge summiert. Das Gesamtergebnis der Wirkungsabschätzung liefert Informationen über umweltrelevante Emissionen und Ressourcenverbrauch des betrachteten Produktsystems. Zu den optionalen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung zählt die sogenannte Normierung, in der die Ergebnisse der Wirkungsindikatoren im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten berechnet werden. Dieser Schritt ist sinnvoll für eine Überprüfung der relativen Signifikanz der Ergebnisse. Zudem bildet die Normierung eine wichtige

Vorstufe für die weiteren optionalen Bestandteile wie Ordnung und Gewichtung sowie für die spätere Auswertung. Die Gewichtung der Wirkungskategorien kann entweder nach bestimmten Kriterien oder durch die Einteilung in Klassen erfolgen. Andererseits ist es möglich, eine Rangbildung der Wirkungsindikatoren vorzunehmen, in der die Indikatoren von einer hohen bis zu einer niedrigen Priorität geordnet werden. Bei der Gewichtung werden die Wirkungsindikatorergebnisse oder die normierten Wirkungsindikatorergebnisse unter Verwendung von Gewichtungsfaktoren umgewandelt und anschließend zusammengefasst. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Umwandlung und Zusammenfassung auf Basis subjektiver Kriterien beruht und nicht auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Die Kriterien ergeben sich aus den Zielsetzungen der Ökobilanz. Im Anschluss ist eine Sensitivitätsanalyse der Datenqualität für einen besseren Überblick bezüglich der Zuverlässigkeit der Indikatorwerte empfehlenswert. In Tabelle 1 sind Beispiele von häufig verwendeten Wirkungskategorien und -indikatoren aufgeführt.

Tabelle 1: Beispiel von Wirkungskategorien

| Wirkungskategorie | Wirkungsindikator | Einheit |
|----------------------------------|--|---|
| Inputbezogene Kategorien | | |
| Abiotischer Ressourcenverbrauch | Antimon (Sb) | kg Sb-Äquivalente |
| Landnutzung | Fläche pro Zeiteinheit | m ² /Jahr |
| Outputbezogene Kategorien | | |
| Treibhauspotential | Kohlenstoffdioxid (CO ₂) | kg CO ₂ -Äquivalente |
| Stratosphärischer Ozonabbau | Fluorchlorkohlenwasserstoff (FCKW) | kg FCKW-11-Äquivalente |
| Humantoxizität | 1,4-Dichlorbenzol (1,4-DCB) | kg 1,4-DCB-Äquivalente |
| Ökotoxizität | 1,4-Dichlorbenzol (1,4-DCB) | kg 1,4-DCB-Äquivalente |
| Versauerung | Schwefeldioxid (SO ₂) | kg SO ₂ -Äquivalente |
| Eutrophierung | Phosphat (PO ₄) | kg PO ₄ -Äquivalente |
| Photooxidantienbildung | Ethen (C ₂ H ₄) | kg C ₂ H ₄ -Äquivalente |

Die Ökobilanznormen DIN EN ISO 14040 und 14044 schreiben keine konkrete Auswahl der Wirkungsindikatoren vor, sondern legen ausschließlich fest, dass die Indikatoren mit dem Anwendungsbereich der Studie in Übereinstimmung gebracht werden sollen. Es gibt auch keine Kategorisierung der Umweltauswirkung nach DIN EN ISO 14040, allerdings empfiehlt die Norm die Nutzung der von international anerkannten Einrichtungen entwickelten Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodellen und Wirkungsindikatoren.

2.1.4 Auswertung

In der letzten Phase der Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung beurteilt und interpretiert. Die aus der Interpretation gewonnenen Schlussfolgerungen werden mittels Sensitivitätsprüfung, Unsicherheitsanalyse und Beurteilung der Datenqualität bezüglich des festgelegten Zieles und Untersuchungsrahmens geprüft.

Falls zusätzliche, unerwartete oder ungewöhnliche Resultate gewonnen werden, sind diese ebenfalls mit in die Schlussfolgerung aufzunehmen und können zu einer nachträglichen Korrektur der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen führen. Der Zweck und die Zielgruppe der Studie bestimmen die Art der Folgerungen. So können einerseits Produkt- oder Prozessempfehlungen hinsichtlich einer zu fällenden Entscheidung, oder andererseits Aussagen zu Optimierungspotentialen in einem Betrieb oder einer Wertschöpfungskette ausschlaggebend für die Art der Schlussfolgerung sein. In jedem Fall ist in der Auswertungsphase auf maximale Transparenz zu achten. Hierbei muss sichergestellt werden, dass die angewandten Methoden mit den internationalen Normen übereinstimmen, wissenschaftlich fundiert und technisch anerkannt sind. Zudem nimmt eine kritische Prüfung Bezug auf eine ziel- und zweckorientierte Datenqualität und Auswertung, sowie auf Transparenz und Stimmigkeit des Berichtes (Klöpffer 2007).

2.2 Life Cycle Costing (LCC)

Life Cycle Costing (LCC) oder Lebenszykluskostenrechnung ist eine kumulative Kostenrechnung basierend auf dem gesamten physischen Lebenszyklus eines Produktes von der Entwicklungsphase bis zur Entsorgung oder Verwertung. Es werden die tatsächlichen Upstream-Kosten der Entwicklungsphase, der Konstruktion und der Herstellung sowie der Nutzung und des End of Life berücksichtigt (Sherif 1981). Im Gegensatz dazu werden beim Total Cost of Ownership (TCO) oder bei den Gesamtbetriebskosten alle anfallenden Kosten der Investitionen inklusive der sogenannten versteckten Kosten für Energie, Wartung und Reparaturen abgeschätzt. In diesem Fall werden nicht nur die Kosten für die Produkterzeugung einbezogen, sondern auch die notwendigen Kosten zur Erhaltung der Funktion eines Produkts, einschließlich der Stabilität oder des Wertverlusts dieses Produktes (Klöpffer 2007). Bei der Kostenschätzung ist es schwierig, einen vollständigen Lebenszyklus inklusive der Preisentwicklungen, beispielsweise für Reparaturen und Betriebserhaltung, zu prognostizieren. Andere Schwierigkeiten werden bei der Festlegung von Definitionen, Systemgrenzen und der Fragestellung, welche wirtschaftlichen Auswirkungen ein

Produkt offenbart, spürbar. Wichtig bei der Betrachtung der LCC ist die Anpassung von Systemgrenzen zwischen LCC und LCA (Heijungs 2013). So können nicht nur unterschiedliche Löhne, sondern auch die Preise für Rohstoffe und Energie in den einzelnen Ländern eine große Rolle spielen. LCC wurde in den 1930er Jahren erstmals weltweit eingesetzt und ist heute ein weit verbreiteter Ansatz in vielen Industriezweigen (Hunkeler 2008).

Hunkeler et al. (2008) haben drei grundsätzliche Ansätze der LCC vorgestellt:

Die konventionelle LCC (conventional LCC) ist die herkömmliche Lebenszykluskostenrechnung und betrachtet alle Kosten aus Sicht von Hersteller oder Verbraucher. Sie ist ein rein ökonomischer Ansatz für Investitionsplanung von Anlagen mit langer Lebensdauer und enormen Investitionskosten. Die konventionelle LCC basiert in der Regel auf realen internen Kosten. End of Life wird in der Regel vernachlässigt, wenn keine Kosten dazu bekannt sind oder es von Dritten übernommen wird. Grundsätzlich sind die genutzten Daten nicht mit LCA-Datengrundlagen kompatibel und erfordern weitere Anpassungen um weitere Umweltbewertungen zu durchführen.

Die Umwelt-LCC (environmental LCC) ist eine Erweiterung der konventionellen LCC. Hier werden alle mit dem (physikalischen) Lebenszyklus eines Produkts verbundenen Kosten miteinbezogen, die direkt von einem oder mehreren Akteuren im Produktlebenszyklus verursacht wurden. Zusätzlich werden externe Kosten als Internalisierung bei entscheidungsrelevanten zukünftigen Kosten mitberücksichtigt (Rebitzer 2003). Kombiniert mit LCA und basierend auf ISO 14040/44 (2006) kann Umwelt-LCC dasselbe Produktsystem, dieselben Systemgrenzen und dieselbe funktionelle Einheit untersuchen wie LCA. Somit können Synergien zwischen LCA und LCC genutzt werden um die Nachhaltigkeitsbewertung maßgeblich zu erleichtern.

Die gesellschaftliche LCC (social LCC) ist eine Weiterentwicklung der Umwelt-LCC um anfallende gesellschaftliche Kosten entweder in der Gegenwart oder in der langfristigen Zukunft, die von der Gesellschaft getragen werden können, abzubilden. Ziel ist die Berechnung und Harmonisierung von gesellschaftlichen, ökologischen und ökonomischen Auswirkungen, diese ggf. qualitativ darzustellen und sie in einer einzelnen Zahl zu monetarisieren.

In dieser Arbeit wird die Umwelt-LCC als Basis für die Rechnung angenommen um auf dieselben Datengrundlagen wie die Ökobilanz zugreifen zu können. In einer Publikation der SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) wurden nach dreijähriger Forschung der SETAC-Europe-Arbeitsgruppe die Ergebnisse für die Lebenszykluskostenrechnung (Hunkeler 2008) zusammenfasst und veröffentlicht. LCC

erfolgt als zweiter Schritt nach der LCA, d. h. basierend auf der Input-Output-Bilanz der Technosphäre und einzelnen Prozessen für eine festgelegte funktionelle Einheit. Die Eingangsdaten von Materialien und der Energieverbrauch können durch Kostendaten ergänzt werden. Zusätzlich zu den Emissions- und Abfallproduktionsdaten werden die entsprechenden Kosten der wirtschaftlichen Nutzung der Umwelt ergänzt (Rebitzer 2003). Die angegebenen Kosten bei der LCC werden in der Regel als monetärer Wert von Waren und Dienstleistungen betrachtet, die von Herstellern oder Verbrauchern gekauft werden und werden im Allgemeinen auf den bezahlten Preis bezogen. Eine Besonderheit bei der LCC ist das Konzept des Mehrwerts (added value). Dieser Mehrwert wird ähnlich wie bei der Ökobilanz berechnet (Abbildung 4). In der Regel sind die Kosten für den Produktionsprozess geringer als der Verkaufspreis. Dies bedeutet, dass der Prozess Wert schafft; somit ist der Mehrwert eines Prozesses der Unterschied zwischen den Kosten und dem Preis, der durch den Verkauf der Produkte erzielt wird (Heijungs 2013).

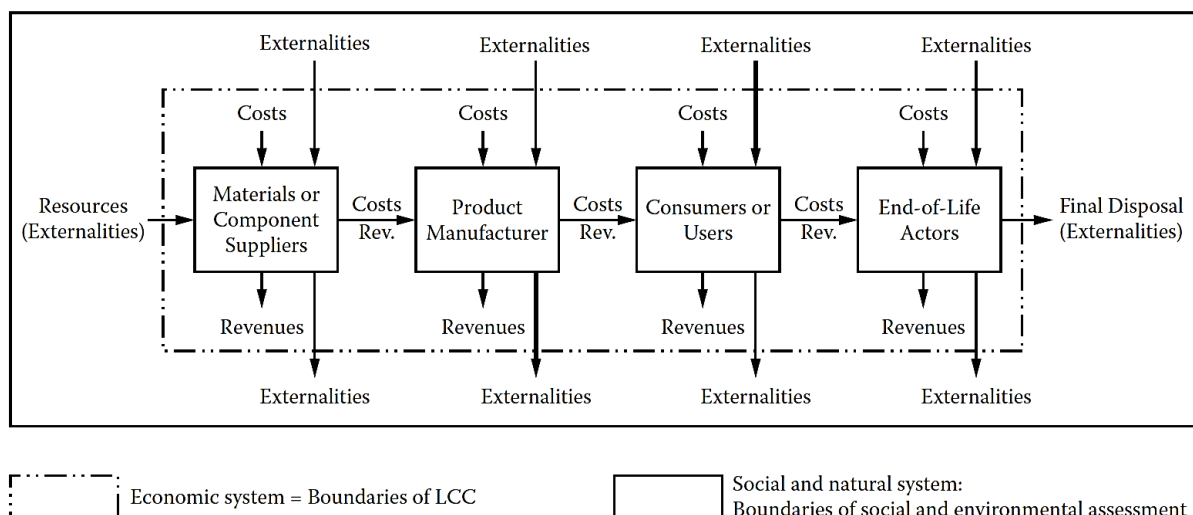


Abbildung 4: Konzeptioneller Rahmen des Life Cycle Costing (Rebitzer 2003)

Bei der Allokation im Falle eines Multi-Output-Prozesses werden die Kosten von Nebenprodukten bei der Berechnung eines Produktsystems einbezogen. Bei der Nutzung des Systemerweiterungsansatzes wird folgende Formel angewandt:

Mehrwert = Preisreferenz Produkt + Allokationsfaktor * (- Preis Elementarströme / Inputs – Preis Nebenprodukt - Mehrwert der Äquivalenzprodukt Supply Chain)

Die ecoinvent-Datenbank (V 3.3 Consequential) beinhaltet tausende Prozesse mit Kosteneingaben. Ein Großteil der Kostendaten wurde zuletzt 2016 von ecoinvent

aktualisiert. Einige Kosten wurden zusätzlich von der GreenDelta GmbH kontrolliert und bei Bedarf angepasst.

Die derzeit als „Preis“-Eigenschaft in der ecoinvent-Datenbank vorliegenden Preise sollen den „Grundpreis“ darstellen. Diese Preise wurden nach zwei Ansätzen erhoben:

1. Preise wurden aus verschiedenen Literaturquellen oder industriellen Anfragen erhoben. Beispielsweise wurde die Kostenangaben von FAOSTAT für landwirtschaftliche Produkte, USGC für Mineralien und Metalle und UN Comtrade für viele andere Produkte genutzt
2. Preise wurden basierend auf Kosten der Technosphäre-Inputs des Produktionsprozesses berechnet. Sobald die Preise von Inputs, die in einer bestimmten Produktion verwendet werden, bekannt sind, kann der (minimale) Preis des Referenzprodukts berechnet werden. Dieser Minimalpreis beinhaltet nicht die Arbeitskosten, den Gewinn des Herstellers oder die Aufwendungen für die Abfallbehandlung.

Die folgende Gleichung zeigt die Berechnung von Preisen des Referenzprodukts auf Grundlage der Inputpreise (Hunkeler 2008):

$$price_{RP} * pa_{RP} = \sum_i pa_{IN_i} * price_{IN_i}$$

Price_{RP}: Preis des Referenzprodukts

Pa_{RP}: Referenzproduktmenge

Pa_{IN}: Menge eines Produkts Inputs i aus Technosphäre

Price_{IN}: Preis der Produkt Inputs i aus Technosphäre

2.3 Social Life Cycle Assessment (SLCA)

SLCA betrachtet die sozialen Auswirkungen auf den Menschen, dazu gehören beispielsweise politische und rechtliche Auswirkungen der Produktion von Gütern (Klöpffer 2007). Im Jahr 2009 verabschiedete die UNEP (United Nation Environment Programme) die Leitlinien für SLCA, um die sozialen Einflüsse von Produkten und Dienstleistungen einschätzen zu können (Parent 2010) (Benoît 2010). Grundsätzlich entscheiden Verbraucher sich anhand der Kosten und der Qualität für oder gegen ein Produkt. Inzwischen wurden diese Kriterien erweitert, denn der Verbraucher will darüber hinaus wissen, welche Auswirkung die Produktherstellung auf die lokale

Umwelt und auf die regionale Sozioökonomie hat. Diese zusätzlichen Kriterien werden in der SLCA berücksichtigt. Die meisten der Indikatoren der SLCA wie beispielsweise die Arbeitsbedingungen sind häufig subjektiv definiert. SLCA bewertet zusätzlich die soziale Verantwortung eines Unternehmens in einer Region; dazu gehören weitere Aspekte wie Sicherheit, Familienbildung, Kinderarbeit, Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Gesundheit, Sicherheit und sozioökonomischen Auswirkungen (Parent 2010). Die größte Schwierigkeit der Bewertung sozialer Aspekte der Nachhaltigkeit liegt in der Festlegung der sozialen Nachhaltigkeitsziele; ohne diese ist ein Konsens über die verschiedenen Komponenten der sozialen Nachhaltigkeit unmöglich. Im Gegensatz zu LCA und LCC fehlen für die SLCA-Beurteilung angemessene soziale Indikatoren oder standardisierte Bewertungsmethoden. In der Regel wird die subjektive soziale Nachhaltigkeit analysiert und in bestimmten Arbeitsgruppen zwischen Experten sowie verschiedenen Akteuren diskutiert und bewertet (Klöpffer 2007). Für verschiedene Länder, Regionen und Zeiträume werden unterschiedliche Gewichtungen der Indikatoren zugrunde gelegt. Halog et al. haben acht Indikatoren für die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen vorgeschlagen: Gesundheit und Sicherheit, Qualität der Arbeitsbedingungen, Auswirkungen auf die Beschäftigung, Bildung und Ausbildung, Wissensmanagement, Innovationspotential, Kundenproduktakzeptanz und gesellschaftlicher Nutzen sowie sozialer Dialog (Halog 2011).

2.4 Softwareprogramm openLCA

Es gibt verschiedene Softwareprogramme zur Berechnung und Modellierung komplexer Ökobilanzsysteme in Deutschland. Die bekanntesten Softwaretools sind openLCA, GaBi, Umberto und SimaPro. In den letzten Jahren wurden auf internationaler Ebene mehrere andere Tools für LCA entwickelt; die meisten sind am Markt erhältlich. Das verwendete Programm openLCA ist eine frei verfügbare (Open Source) Software. Sie wurde von dem unabhängigen Consultant- und Softwareunternehmen „GreenDelta GmbH“ entwickelt. Die Zielsetzung bei der Entwicklung der openLCA-Software war es, frei verfügbare und transparente Daten zur Verfügung zu stellen (Ciroth 2011). openLCA kann verwendet werden, um Ökobilanzen nach ISO 14040 durchzuführen. Sie verfügt über ein Datenmodell, das sich an dem LCA-Datenformat der ISO 14048 TS orientiert und moderne Konzepte aktueller Austauschformate für LCA-Daten, wie zum Beispiel die Flusseigenschaften im ILCD-Format oder die Definition von Allokationseigenschaften im EcoSpold 2-Format, beinhaltet. Weitere Vorteile sind, dass openLCA flexibel und modular erweiterbar ist (Feifel 2009).

Ein großer Vorteil der Software ist die Importmöglichkeit von EcoSpold- und ILCD-Datenformaten. Damit lassen sich vollständige Ökobilanzen grafisch erstellen. Mit Hilfe eines Sankey-Diagramms können Einflüsse von Prozessen und Flüssen auf das Gesamtergebnis visualisiert werden. Zusätzlich ist die Berechnung von Unsicherheiten mit openLCA möglich (Ciroth 2011).

2.5 Multikriterielle Entscheidungsanalyse

Die Methoden der multikriteriellen Entscheidungsanalyse (engl. „Multi Criteria Decision Analysis“ [MCDA]) dienen der Beurteilung von verschiedenen Alternativen und basieren auf einer systematischen Analyse der zu beachtenden Kriterien. Diese Methoden nutzen hierfür Bewertungsalgorithmen und unterscheiden sich unter anderem in der Art der benötigten Informationen. Manche Techniken bewerten und klassifizieren Optionen, andere hingegen identifizieren eine einzige optimale Alternative oder unterscheiden nur zwischen akzeptablen und nicht akzeptablen Möglichkeiten. Statt der Bezeichnung MCDA werden auch die Begriffe MCDM (engl. „Multi Criteria Decision Making“) oder MCA (engl. „Multi Criteria Analysis“) verwendet.

MCDA kann die Folgen von vorgeschlagenen Lösungen verschiedener Szenarien unter mehreren Annahmen berücksichtigen, vergleichen und bewerten. Der Entscheidungsprozess kann vom Entscheider selbst oder von einer Stakeholder-Gruppe im Rahmen partizipativer Prozesse durchgeführt werden. Beide werden im Folgenden zusammenfassend mit dem Begriff „Entscheidungsträger“ bezeichnet. Der Prozess beginnt zunächst mit der Identifizierung und Festlegung von Zielfunktion, verschiedenen Alternativen und der Gruppe von Parametern, um diese Alternativen zu vergleichen; schließlich werden alle Szenarien in Bezug auf die festgelegten Kriterien und Ziele beurteilt und die am besten geeigneten Optionen identifiziert. Dieser Ansatz wird in mehreren Sektoren und Forschungsbereichen angewandt, wo es stets notwendig ist, in einem Entscheidungsprozess eine Wahl zu treffen. Die Methodik kann jedoch mit unterschiedlichen Graden der Komplexität und Detailtiefe entwickelt werden.

Die MCDA ist nicht eindeutig definiert und umfasst viele entwickelte Techniken. Zielsetzung ist es, die Methodik für ein spezielles Problem einschließlich verschiedener Akteure und Präferenzen besser anzupassen.

Der erste Schritt ist die Identifizierung des Problems sowie die Definition der Ziele und des Analysebereichs. Hierbei ist es wichtig, alle Regeln, Annahmen sowie lokale und globale Beschränkungen und Richtlinien zu definieren. In der Regel werden die wichtigsten Aspekte hervorgehoben; die Unterschiede zwischen allen Hypothesen und Alternativen aufgelistet.

In der zweiten Phase werden sowohl die Alternativen als auch die Kriterien definiert. In diesem Schritt müssen alle möglichen Lösungen von den Entscheidungsträgern und Experten systematisch diskutiert werden, um die Verfolgung der vorgeschlagenen Ziele zu gewährleisten. Hierbei müssen ausreichende Kenntnisse über das Gesamtproblem, über die lokalen Bedürfnisse sowie über technische und politische Fragen vorliegen, um die Alternativen und die am besten geeigneten Kriterien definieren zu können (Macoun 1999). Die nächste Phase (Phase 3) ist die Modellierung von Präferenzen. In diesem Schritt müssen die Experten die Kriterien für die vorgeschlagenen Alternativen anwenden und die relativen Indikatoren berechnen. Dabei muss es möglich sein, zusätzliche Lösungen, Indikatoren oder Kriterien iterativ anzugeben, die eine bessere Entwicklung der MCDA und das Erreichen vorgeschlagener Ziele unterstützen. Im Anschluss müssen in der vierten Phase alle Urteile analysiert und die Indikatoren in einer Gesamtauswertung aggregiert werden. In der letzten Phase werden die Ergebnisse sowie die Unsicherheiten und die Robustheit diskutiert.

Es ist festzuhalten, dass Phase 4 die eigentliche multikriterielle Bewertungsmethode im engeren Sinn beschreibt und somit die mathematische Vorgehensweise darstellt. Alle Phasen zusammen stellen das Prozedural bzw. den organisatorischen Teil der gesamten multikriteriellen Bewertungsmethodik dar. Phase vier wird in den Kapiteln 2.5.1 und 2.5.2 genauer beschrieben.

Grundsätzlich ist hervorzuheben, dass die Anwendung spezifischer Gewichtungen nur möglich ist, sofern die Unabhängigkeit der verwendeten Kriterien sichergestellt ist. Manchmal ist MCDA jedoch lediglich eine Ausgleichstechnik; dies ist der Fall, wenn die hohen Werte eines Kriteriums durch geringe Werte eines anderen kompensiert werden, so dass die Gewichtungswerte der o. g. globalen Kriterien die niedrigeren Gewichtungswerte anderer Unterkriterien ausgleichen. Nachdem die bestgeeigneten Lösungen identifiziert wurden, müssen die Akteure die Resultate analysieren, um zu entscheiden, ob Fehler oder unerwartete Ergebnisse vorliegen oder die Lösungen zufriedenstellend sind. Liegen Unklarheiten vor, ist es notwendig, alle Schritte des Entscheidungsprozesses zu überprüfen und zu verbessern. Abschließend müssen die Ergebnisse diskutiert und Verhandlungen zwischen den Beteiligten geführt werden, um eine gemeinsame Interpretation dieser Ergebnisse bezüglich der Zielsetzung erreichen zu können (Recchia 2011) (Linkov 2006).

Zu den MCDA Methoden gehört unter anderem die multiattributive Nutzentheorie (engl. Multi Attribute Utility Theory, MAUT). Ziel der MAUT ist eine einfachere Methode um den Nutzen einer Entscheidung zu finden. Durch den Einsatz der Nutzen- bzw. der Wert-Funktionen transformiert das MAUT-Verfahren verschiedene Kriterien in eine einheitliche Nutzenskala. Es wird angenommen, dass die Entscheidungsträger rational sind und das Ziel verfolgen, den Nutzen oder den Wert zu maximieren. Niedrige Skalierungen bestimmter Kriterien können durch hohe Werte anderer ausgeglichen werden. Aus diesem Grund gehört MAUT zu einer MCDA-Gruppe, die als "kompensatorische" Verfahren bekannt ist. Die in der Literatur am weitesten verbreiteten MAUT-Methoden können in folgende Gruppen unterteilt werden (Mardani 2017):

Nutzwertmethoden:

- NWA: Nutzwertanalyse
- AHP: Analytic Hierarchy Process bzw. Analytische Hierarchieprozess

Outranking-Verfahren:

- ELECTRE: ELimination Et Choix Traduisant la REalité (ELimination and Choice Expressing REality).
- PROMETHEE: Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations

2.5.1 Nutzwertmethoden

Nutzwertmethoden sind Methoden zur multidimensionalen Bewertung von Alternativen, sie basieren auf der Berechnung der Nutzwerte der Alternativen anhand des festgelegten Zielsystems.

Die Nutzwertanalyse ist eine Bewertungsmethode, die zum Bewerten und Vergleichen von Alternativen nach mehreren verschiedenen Zielkriterien dient. Sie ist ein wichtiges Hilfsmittel bei komplexen Entscheidungssituationen, mit dem zwischen verschiedenen Projektalternativen eine optimale Alternative ausgewählt wird, mit Berücksichtigung von festgelegten Kriterien. Die Nutzwertanalyse wird angewendet für die Berücksichtigung mehrfacher sowie subjektiver Zielsetzungen, indem diese in Teilbewertungen aufgelöst werden. Dafür müssen die Alternativen über einen zu ermittelnden Nutzwert nach ihrer Vorzugswürdigkeit geordnet werden. Danach sind sie unter Beachtung der Präferenzen der Entscheidungsträger miteinander zu vergleichen (Lenk 2010). Der analytische Hierarchieprozess (AHP) ist eine Weiterentwicklung der im deutschen Raum bekannteren Nutzwertanalyse (NWA) und

zwingt zu einem paarweisen Vergleich aller Kriterien und möglichen Alternativen (Saaty 1979). AHP ist eine der am häufigsten angewandten Entscheidungsmethoden bei mehrdimensionalen und hierarchischen Zielsystemen, die auf der Strukturierung der Kriterien in eine Hierarchie und der vergleichenden Beurteilung der Alternativen und Kriterien sowie der Synthese der Prioritäten basiert. Bei AHP können sowohl qualitative als auch quantitative Bewertungsmaßnahmen angewandt werden. Dafür werden individuelle Präferenzen in eine gewichtete Verhältnisskala konvertiert. Die resultierenden Gewichtungen werden verwendet, um die Rangfolge der Alternativen zu ordnen und damit die Entscheidung im Falle einer Mehrzielentscheidung zu erleichtern. Die AHP-Methode kann in drei grundlegende Funktionen unterteilt werden: Strukturierung der Komplexität, Messung auf einer Verhältnisskala und Synthetisieren (Saaty 1990).

Strukturierung der Komplexität:

Fast alle großen Organisationen mit komplexen Systemen sind hierarchisch aufgebaut: Dies bedeutet, dass sie in Einheiten untergliedert werden, die in weitere kleinere Einheiten aufgeteilt sind, welche wiederum Subeinheiten bilden. Die Neigung zu dieser hierarchischen Form wird bei komplexen Problemlösungen impliziert. Diese Hierarchie ist zusätzlich eine stratifizierte Dominanzstruktur zur Darstellung und zur Beschleunigung des Einflussverlaufs. Eine typische einfache Entscheidungshierarchie beinhaltet ein Ziel, Kriterien und Alternativen. Somit wird ein Entscheidungsproblem hierarchisch in Teilprobleme dekomponiert, um die Komplexität zu entschärfen. Es ist festzustellen, dass das Addieren weiterer Ebenen von Subkriterien den Arbeitsaufwand signifikant erhöht (Strayer 1976).

Messung an einer Verhältnisskala (Ratioskala):

Es gibt vier Messskalen: Nominal-, Ordinal-, Intervall- und Ratioskala, geordnet von der niedrigsten bis zur höchsten Anzahl von Eigenschaften. Jede Messskala verfügt also über Eigenschaften der vorherigen Ebenen. So besitzt eine Ratioskala Verhältnis-, Intervall- und Ordinal-Eigenschaften. Eine Intervallskala hingegen verfügt nicht über die Eigenschaften der Ratioskala, sie besitzt lediglich die Eigenschaften von Intervall- und Ordinal-Skalen. Die Ratioskala ist notwendig, um einen Anteil darzustellen (Engel 2004). Dem Entscheidungsträger steht es frei, alle möglichen unterschiedlichen Skalen für die verschiedenen Elemente auszuwählen - beispielsweise Gewicht und Länge, oder sogar immaterielle Größen, die keine Skalen haben. Messungen mit unterschiedlichen Maßstäben können selbstverständlich nicht direkt miteinander kombiniert werden. Zuerst werden die Prioritäten für die Kriterien in Bezug auf ihre Bedeutung für das Ziel

hergeleitet; dann werden die Prioritäten für die Leistung der Alternativen für jedes Kriterium abgeleitet (Porst 2014).

Synthese:

Analytic, das erste Wort im Namenskürzel der AHP Methode, bedeutet eine systematische Trennung eines Materials, Objekts oder Subjekts in einzelne Bestandteile. Diese Bestandteile werden untersucht und ausgewertet. Im Gegensatz dazu ist die Synthese eine Zusammenstellung und Kombination von Einzelbestandteilen zu einem Ganzen. Komplexe Entscheidungen beziehen häufig viele verschiedene Elemente mit ein, die vom Menschen intuitiv synthetisiert werden. Bei der Zusammenwirkung dieser Elemente in einem mehrdimensionalen System ist allerdings eine Methode wie AHP notwendig, um die Synthese zu erleichtern (Saaty 2004).

2.5.2 Outranking-Methoden

Im Gegensatz zu Nutzwertmethoden basiert der Outranking-Bewertungsansatz auf dem Prinzip, dass eine Alternative um einen Dominanzgrad über den anderen liegt. Dominanz bedeutet, dass eine der vorliegenden Alternativen hinsichtlich mindestens eines Kriteriums eine bessere Leistung sowie keine schlechteren als die übrigen Alternativen erzielt. Die Outranking-Technik kann allerdings nicht die einzig beste Alternative identifizieren (Linkov 2006).

Zwei bekannte Ansätze der Outranking-Methoden sind ELECTRE und PROMETHEE. Mit Hilfe der ELECTRE-Methoden werden die zu bewertenden Alternativen nicht zwangsläufig alle miteinander verglichen. Als Ergebnis gibt es neben starken und schwachen Präferenzen auch die Möglichkeit der Unvergleichbarkeit oder Indifferenz mehrerer Strategien. Dies kann für den Entscheidungsträger bedeuten, dass weitere Vergleiche oder Informationen notwendig sein könnten, um eindeutige Aussagen zu ermöglichen. Je nach Anwender kann das als Vor-, aber auch als Nachteil betrachtet werden. Ein Vorteil von ELECTRE ist außerdem, dass Fuzzy-Logik in den Prozess integriert werden kann. Dies wird durch die Verwendung des Konzeptes der Schwellenwerte ermöglicht (Buchanan 2017). Hierdurch werden vom Entscheidungsträger auch keine exakten Bewertungen der Alternativen erwartet, da keine Unsicherheiten berücksichtigt werden können. Die ELECTRE Methode ist dadurch jedoch nicht einfach zu verstehen, so dass es für den Anwender schwierig ist, die Ergebnisse auf Plausibilität zu überprüfen. Die Festlegung dieser Schwellenwerte kann darüber hinaus für den ungeübten Anwender eine große Herausforderung

darstellen (Simpson 1996). Die Nutzung von Outranking-Verfahren und damit der ELECTRE-Methoden bietet sich jedoch besonders an, wenn kein Kompensationseffekt stattfinden soll (Figueira 2010). Für die Durchführung von ELECTRE werden Gewichtungen der Kriterien benötigt. Ferner können die Ergebnisse von ELECTRE laut Simpson in manchen Fällen intransitiv und unvollständig sein. Die Analyse der Robustheit der Ergebnisse, etwa mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse, ist ebenfalls komplexer (Simpson 1996). Andererseits werden für die Anwendung von ELECTRE Software-Pakete wie beispielsweise ELECTRE IS angeboten, die die Durchführung erleichtern sollen (Greco 2006). Ein weiterer Unterschied zu den anderen Ansätzen ist, dass den Alternativen keine Wertung zugewiesen wird, um damit ein Ranking erstellen zu können. Stattdessen erfolgt eine Zuordnung zu den jeweiligen Outranking-Beziehungen, wodurch z. B. besonders schlechte Alternativen ermittelt werden können und damit die Menge der in Betracht kommenden Strategien verkleinert werden kann (Figueira 2010). Die PROMETHEE-Methoden gehören ebenso zu den Outranking-Verfahren. Diese haben den Vorteil, dass vom Entscheidungsträger keine genauen Bewertungen der Alternativen gefordert werden, da z. B. Fuzzy-Logik in diese Methoden integriert werden kann. Im Vergleich zu ELECTRE ist PROMETHEE jedoch einfacher zu verstehen und bietet dabei auch eine gewisse Flexibilität (Geldermann 2001). Ebenso wie bei ELECTRE tritt bei PROMETHEE kein Kompensationseffekt auf (Macharis 2004). Zur vereinfachten Anwendung wird außerdem eine benutzerfreundliche Software angeboten, beispielsweise PROMCALC (Keyser 1996). PROMETHEE bietet bereits sechs unterschiedliche Typen von generalisierten Kriterien an. Diese Kriterien repräsentieren unterschiedliche Haltungen des Entscheidungsträgers in Bezug auf die Präferenzen und deren Intensitäten. Bei linearen Präferenzen gibt es beispielsweise einen gleichmäßigen Übergang von 0 zu 1. Es gibt jedoch auch andere generalisierte Kriterien, welche Sprünge in den Intensitäten der Präferenz aufweisen (Zhaoxu 2010).

Ebenso wie bei den anderen beiden Verfahren AHP und ELECTRE besteht auch bei PROMETHEE das Problem der Rangumkehr. Durch das Hinzufügen oder Löschen von Alternativen kann sich die relative Position einer Alternative in der Quasiordnung ändern, auch wenn beispielsweise eine Alternative eingefügt wurde, die von allen anderen dominiert wird. Ein weiteres Problem besteht darin, dass im Falle eines Vergleiches von lediglich zwei Alternativen diese nie als unvergleichbar eingestuft werden können (Keyser 1996). Betrachtet man nur PROMETHEE I, so kann das Ranking der Alternativen unvollständig sein. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn zwei Aktionen unvergleichbar sind. PROMETHEE II hingegen liefert immer ein komplettes Ranking. Dies kann jedoch einen Datenverlust bedeuten (Macharis 2004). Genauso wie ELECTRE

beinhaltet PROMETHEE keine Methode zur Bestimmung der Gewichtungen der Kriterien. Damit wird auch keine hierarchische Struktur angeboten, um einen Überblick über die einzelnen Kriterien zu erhalten. Wenn viele Kriterien beachtet werden müssen, kann das Ergebnis daher schwierig zu überblicken sein. Durch Integration von AHP in PROMETHEE könnten solche Schwächen jedoch verbessert werden. Auch können bei PROMETHEE die Endergebnisse mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden (Geldermann 2001). Anwender müssen jedoch generalisierte Kriterien definieren, was besonders für unerfahrene Nutzer schwierig sein könnte. Schließlich muss auch beachtet werden, dass PROMETHEE ebenso wie ELECTRE kein Rating, sondern nur ein Ranking der Ergebnisse liefert.

3 MCDA in der Nachhaltigkeitsbewertung

Zum besseren Verständnis wurden in einer Literaturrecherche aktuelle Forschungsergebnisse und Kenntnisse der Integration von LCA, LCC und SLCA untersucht. Auf Scopus wurden folgende Suchbegriffe in Kombination verwendet: (Life, cycle, assessment, cost, social) und 229 Treffer gefunden. Zusätzlich wurden auf Google Scholar sowohl die englischen Begriffe (Life, cycle, assessment, cost, social, multicriteria) als auch die deutschen Begriffe (Ökobilanz, Sozial, Kosten, Multikriterielle, Nachhaltigkeit) gesucht. Hier wurden mehr als 29000 Treffer gezeigt. Es wurde ebenfalls direkt nach in Quellen zitierten Werken gesucht. Eine tiefergehende Recherche erfolgte außerdem in Abhängigkeit von gefundenen Artikeln und darin genutzten Definitionen. Aus insgesamt 400 Artikeln wurden ca. 45 für die weitere Bewertung ausgewählt. Abgewiesene Artikel haben entweder nur LCA, LCC oder SLCA in Betrachtung gezogen oder getrennt voneinander bewertet mit der Schlussfolgerung, dass eine MCDA in der Zukunft möglich ist.

3.1 LCA, LCC und SLCA als Basis für die Nachhaltigkeitsbewertung

In den meisten Technologiestudien basiert die Nachhaltigkeitsbewertung auf LCA, LCC und SLCA Bewertungen. Ähnlich wie bei der LCA ist das Ziel bei SLCA und LCC die Untersuchung sozialer und wirtschaftlicher Auswirkungen eines Produkts während seines Lebenswegs, von der Herstellung über die Nutzung bis hin zur Entsorgung oder zum Recycling. Maih et al. haben aus insgesamt 493 Artikeln, 333 Artikel aus dem Zeitraum 1994 bis 2017 in Zusammenhang mit der Integration von LCA und LCC kritisch überprüft und in sechs Gruppen definiert und klassifiziert. Die Gruppen sind unabhängige LCA & LCC, unabhängige LCA & LCC in übergreifendem Rahmen, z. B. LCM, unabhängige LCA & LCC integriert in MCDA, LCA & LCC-Optimierung, Umwelt-LCC und Ökoeffizienz-Methoden. Grundsätzlich sind die Umwelt-LCC, unabhängige LCA und LCC sowie die übergreifenden Rahmen wie z. B. LCM die häufigsten Typen der LCA-LCC-Integration in den analysierten Veröffentlichungen. In Abbildung 6 sind die Anzahl der Veröffentlichungen zwischen 1994 bis 2017 der einzelnen Gruppen der LCA-LCC-Integration dargestellt:

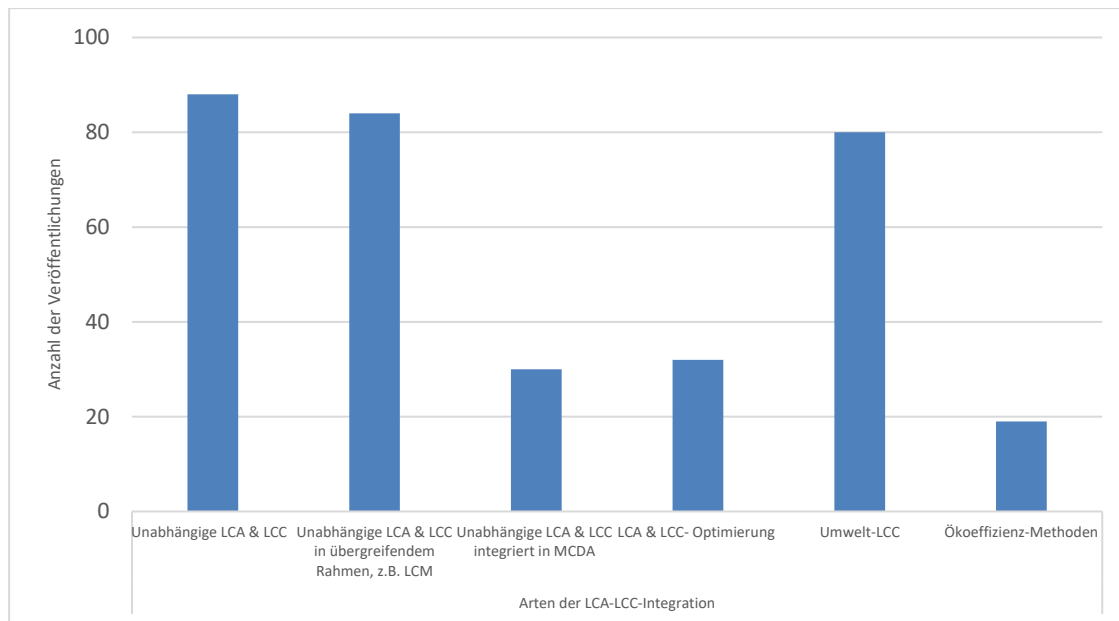


Abbildung 6: Anzahl der Veröffentlichungen zwischen 1994 bis 2017 für verschiedene Arten der LCC-LCA-Integration (Eigene Darstellung nach Miah 2017) (Miah 2017).

3.2 Multikriterielle Bewertungsmethoden von nachhaltigen Technologien

Die Entscheidungsstrategien wurden in den letzten Jahrzehnten zunehmend komplexer, anspruchsvoller und informationsintensiver. Einige Studien berücksichtigen explizit die Bewertungen lokaler Gruppen und möglicher anderer Beteiligter in Gruppendiskussionen, Umfragen und anderen Meinungstechniken. Die Anwendung von MCDA-Methoden stellt eine signifikante Verbesserung der Bildung öffentlicher Akzeptanz in Entscheidungsprozessen und Bewertungen unterschiedlicher politischer Strategien dar (Halog 2011) (Balkema 2002). Es gibt zahlreiche Publikationen, die sich mit der Bewertung von Produktion, Anlagen, Prozessen und Konzepten von Technologien unter Berücksichtigung bestimmter Annahmen befassen. Die integrierten MCDA-Methoden wurden in unzähligen technologischen Bereichen eingesetzt. Die meisten betrachteten Veröffentlichungen in dieser Arbeit könnten in vier technologische Bereiche eingeordnet werden:

- Bauwesen;
- Infrastruktur und Logistik;
- Bioökonomie
- sowie Energie und neue Technologien und Verfahren.

3.2.1 MCDA im Bauwesen

Im Bereich Bauwesen haben Wang et al. die langfristigen ökologischen und wirtschaftlichen Vorteile bei der Planung von Gebäuden bewertet. In einer Fallstudie mit Machbarkeitsstudien in Shanghai wurden die Ergebnisse von LCA und LCC in einer multikriteriellen Entscheidungsmethode integriert und mit mehreren Kriterien und Gruppenentscheidungen bewertet. Die Top-10-Optionen für nachhaltiges Gebäudedesign wurden durch Expertenworkshops und ein multikriterielles Tool ausgewählt (Wang 2010). Um im Baubereich Materialien und Energie einzusparen haben Mateus et al. einen Nachhaltigkeitsbewertungsansatz entwickelt, um die verwendeten Baumaterialien und -elemente optimal einzusetzen. Die verwendete Methodik zielt im Fallbeispiel auf die Bewertung von Referenztechnologien ab. Es wurden zwei Trennwände, eine schwere Trennwand (Hohlziegelwand) und eine leichte Gipsplatte (Gipskartonwand), anhand LCA, LCC und Funktionskriterien verglichen. In dieser Veröffentlichung wurden die Vorteile leichter Trennwände festgestellt und somit ein Beitrag zur Entwicklung neuer Trennwandtechnologien geleistet (Mateus 2013). In einer weiteren Studie haben Motuziene et al. die Verschlechterung der Umweltbelastung in Bau- und Abrissphasen aufgrund Optimierungen bei der Gestaltung von Passivhäusern untersucht. Hier wurden die verwendeten Baumaterialien basierend auf einem komplexen Kriteriensystem genauer bewertet. Das Konzept für die multikriterielle Bewertung von Passivhäusern ist in folgender Abbildung dargestellt.

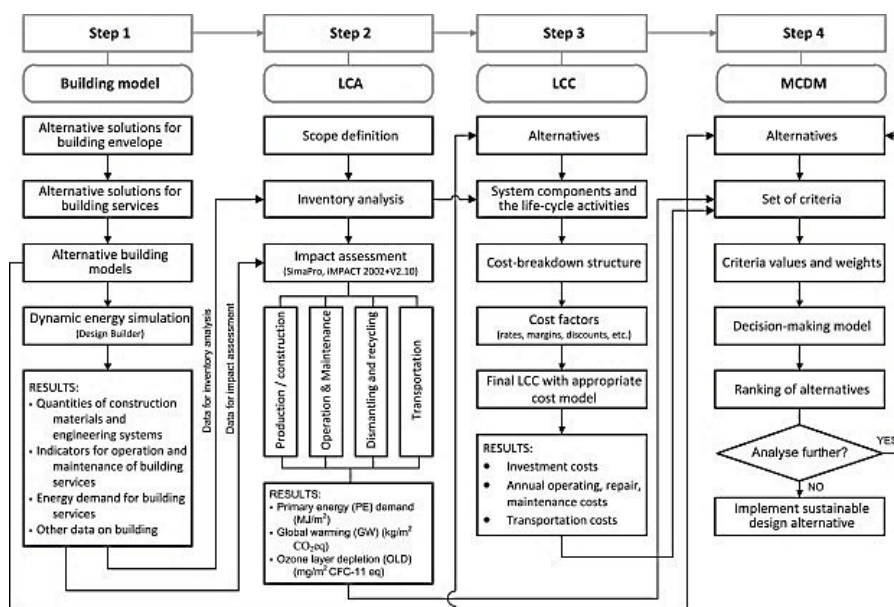


Abbildung 7: Konzept für die multikriterielle Bewertung von Passivhäusern (Motuziene 2016)

Drei Alternativen von Umhüllungen (Mauer-, Block- und Holzrahmen) eines energieeffizienten Einfamilienhauses wurden anhand mehrerer Kriterien (Kostenreduzierung, nicht erneuerbar Primärenergie, Treibhausgase und Ozonabbau) bewertet. Die Ergebnisse der Integration von LCA und LCC in einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse mit AHP zeigt, dass die Ummantelung eines Passivhauses in der Regel mehr als 1/3 der negativen Auswirkung verursacht (Motuziene 2016). Im Bereich von Stahlbau haben Gervasio et al. ein anderes Konzept der Nachhaltigkeitsbewertung vorgeschlagen und angewendet. LCA- und LCC-Ansätze wurden für den Bau und die Wartung einer Stahlbrücke integriert und gegen vordefinierte Alternativen bewertet und verglichen (Gervasio 2008). Die Ergebnisse von LCC und LCA wurden von Kim et al. mit einer CO₂-Bepreisungsmethode und eines analytischen Hierarchieprozesses (AHP) integriert. Das Konzept wurde anschließend auf der Herstellung einer Stahlkastenträgerbrücke als Fallstudie inklusive Abriss und Recycling angewendet. Das Entscheidungsverfahren unterstützt während der Planungsphase des Bauvorhabens um eine wirtschaftliche und umweltfreundliche Alternative zu wählen. Abbildung 8 zeigt ein Flussdiagramm für das vorgeschlagene Konzept mit CO₂-Bepreisung und AHP (Kim 2013).

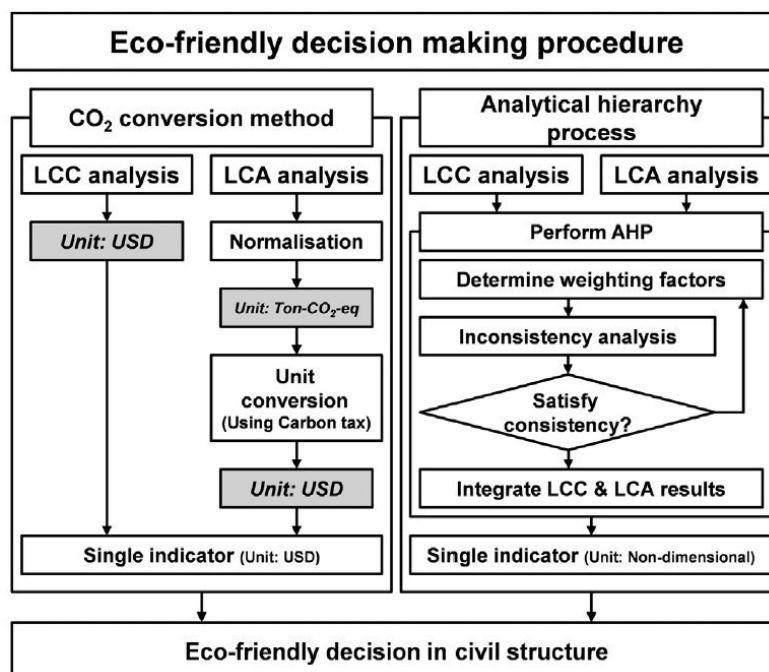


Abbildung 8: Flussdiagramm des vorgeschlagenen Entscheidungsprozesses (Kim 2013)

3.2.2 Infrastruktur

Die Bereitstellung von Infrastruktur hängt in der Regel von mehreren Entscheidungsträgern und wird in oft widersprüchlichen Indikatoren bewertet. In einer

Veröffentlichung wurde ein szenariobasiertes Tool zur Entscheidungsunterstützung entwickelt. Das Tool enthält mehrere Abwasserbehandlungstechnologien und Szenarien die typischerweise in städtischen, vorstädtischen und ländlichen Gebieten auftreten können. Darüber wurde eine benutzerfreundliche Computerplattform zur Verfügung gestellt um LCA-, LCC- und SLCA-Kriterien integriert zu bewerten. Die Datengrundlagen für LCA und LCC und die detaillierte Bereitstellung von Kriterien wurden nicht ausreichend dargestellt (Kalbar 2016).

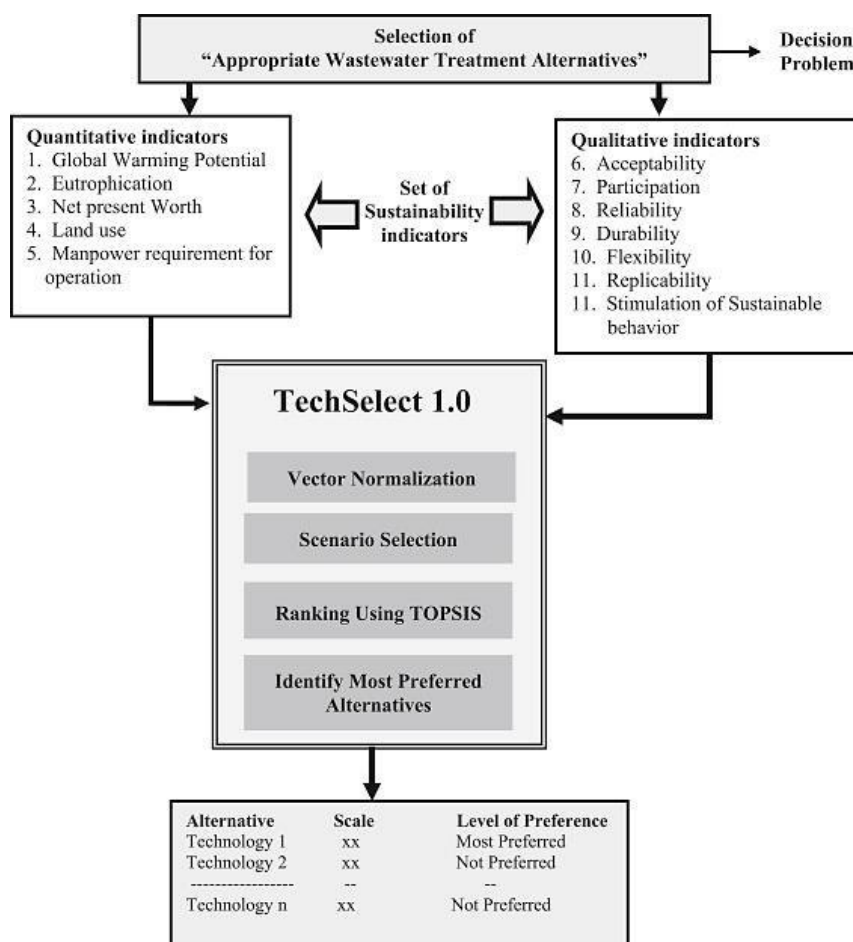


Abbildung 9: Methodik für die Beurteilung und Zuordnung der Alternativen von Abwasserbehandlungstechnologien (Kalbar 2016).

Für die Abwasserbehandlung in Indien wurden zahlreiche technologische Alternativen bewertet, um die am besten geeignete Technologie an einem bestimmten Standort auszuwählen. Die Bewertung von sechs Szenarien mit sieben Kriterien basiert auf der multikriteriellen Entscheidungsmethode TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution). Diese Studie zeigt die Schwierigkeiten bei unterschiedlichen Gewichtsmatrizen und Prioritäten bei lokalen gesellschaftlichen

Ansprüchen in städtischer, vorstädtischer und ländlicher Umgebung (Kalbar 2012). Die Bewertung von Alterungserscheinungen der Kanalisationssysteme und die damit verbundenen kostspielige und umfangreiche Wartungs-, Reparatur- und Rehabilitationsarbeiten wurden in einem integrierten Ansatz mit LCA, LCC und AHP von Akhtar et al. betrachtet. Vier typische Kanalrohrmaterialien (Beton, Polyvinylchlorid (PVC), Stein und duktiles Eisen) wurden vergleichend bewertet und die Ergebnisse zeigen, dass PVC-Rohre sowohl aus ökologischer als auch aus wirtschaftlicher Sicht die nachhaltigste Option sind um ein nachhaltigeres Abwassersystem gewährleisten zu können (Akhtar 2015).

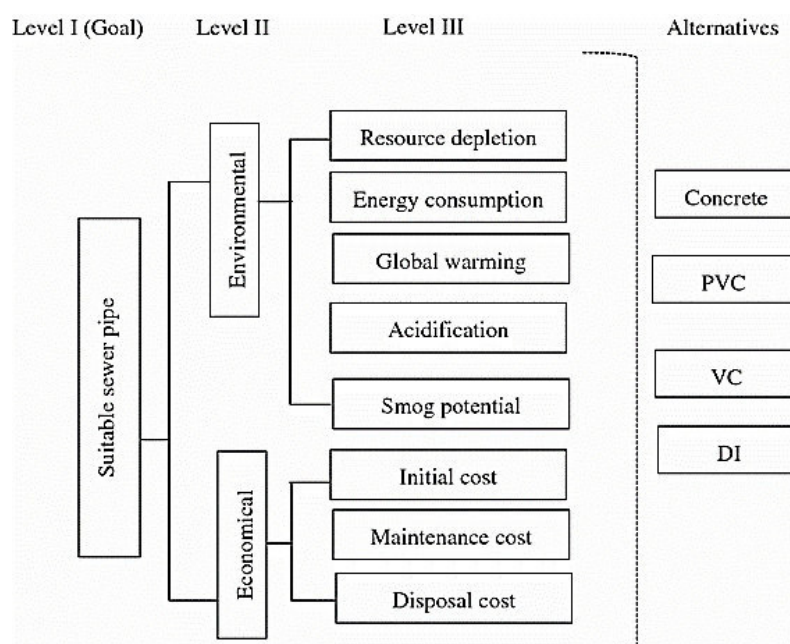


Abbildung 10: Struktur der AHP-basierten Nachhaltigkeitsbewertung von Alterungserscheinungen der Kanalisationssysteme (Akhtar 2015)

Dong et al. haben die energetische, ökologische und ökonomische Bewertung von Entsorgungssystemen für Siedlungsabfälle in einer MCDA integriert. Es wurde eine zweistufige Gewichtungsfaktoranalyse hinzugefügt, um die Robustheit des Modells zu testen und verschiedene Präferenzen zu bewerten, die von verschiedenen Interessengruppen vorgeschlagen wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Verbrennung die beste Leistung unter allen Szenarien erbringt. Dem zweiten Platz wurde Deponierung inkl. Biogaserzeugung und Umwandlung zu Strom zugeordnet. Die Deponie ohne Energierückgewinnung wurde als schlechteste Alternative bewertet (Dong 2014). Giustozzi et al. haben ein Multi-Attribut-Ansatz zur Bewertung der vorbeugenden Wartungsmaßnahmen für Straßen vorgestellt. Die Bewertung basiert

auf LCA, LCC und Leistungsindikatoren und betrachtet mehrere Strategien um Wartungen zu vorbeugen und somit Einsparungen zu generieren. Betrachtet wurden unter anderem die Geräte, Materialien und der Kraftstoffverbrauch, die für die Instandhaltung von Straßen benötigt werden. Anschließend wurde ein Ad-hoc-Index erstellt, um die beste Strategie herauszufinden. Datengrundlagen und Berechnungsmethoden sind nur teilweise vorgegeben (Giustozzi 2012). Lee et al. haben ein Entscheidungshilfemodell 'Simple Multi-Attribute Rating Technique' (SMART) zur Bewertung von Eisenbahninfrastrukturanlagen vorgestellt. Die Methodik basiert auf den Standards EN 60300-3-3:2004 für LCC und den EN ISO14040 für die LCA. Die Integration der Kosten- und Umweltindikatoren sowie deren Gewichtung werden durch eine multikriterielle Entscheidungsanalyse untersucht, um die optimale Wartungsstrategie für eine Eisenbahnbrücke in Großbritannien zu bestimmen (Lee 2014).

3.2.3 Energie und zukünftige Technologien

Für die Nachhaltigkeitsbewertung verschiedener Energietechnologien haben Assefa et al. einen Ansatz von drei Indikatoren diskutiert (Wissen, Erkenntnis und Angst). Dabei wurde die gesellschaftliche Akzeptanz von Energietechnologien unter Verwendung eines Fragebogens analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Befragten lediglich ein geringes Wissen und Informationsniveau über neue Energietechnologien besitzen. Dieser Mangel an Wissen behindert die Teilnahme an Diskussionen und Entscheidungen über neue Technologien, um öffentliche Gelder effizient einsetzen zu können. Die beiden wichtigsten Gründe für die Entscheidung über alternativen Energietechnologien sind die Umweltauswirkungen der Nutzung fossiler Brennstoffe und die Erschöpfung der fossilen Reserven (Assefa 2007).

Energiekonzerne haben die Herausforderung, sowohl Kosten als auch Treibhausgasemissionen zu minimieren. Aus diesem Grund wurden zahlreiche Methoden entwickelt, die wirtschaftliche und ökologische Kriterien betrachtet. Petrillo et al. haben eine Methode für eine systematische Nachhaltigkeitsbewertung entwickelt, basierend auf LCA, LCC und SLCA sowie AHP, um die Entscheidungsträger bei komplexen Entscheidungen im Bereich der Nachhaltigkeit zu unterstützen. Die Methode wurde auf ein neuartiges Druckluftspeichersystem für die Energiespeicherung angewendet. Die Ergebnisse wurden in einer dynamischen Analyse und einer iterativen Nachhaltigkeitsbewertung ausgewertet (Petrillo 2016). Santoyo et al. haben unter Berücksichtigung der drei Nachhaltigkeitssäulen eine integrierte multikriterielle Bewertungsmethode entwickelt, um Bewertungen sowohl

auf Technologie- als auch auf Systemebene zu ermöglichen. Die Integration von LCA, LCC und SLCA in einer 'Multi-Attribute Value Theory' (MAVT) wurde am Beispiel der zukünftigen Stromversorgung in Mexiko vorgestellt. Hier wurden elf Szenarien bis 2050 unter Berücksichtigung unterschiedlicher Technologien, Strommix und Klimaziele modelliert und anhand 17 Nachhaltigkeitskriterien bewertet. Die Ergebnisse bestätigen, dass die fossilen Energieträger schlecht gegenüber erneuerbaren Energien (Wind, Sonne, Wasser, Geothermie und Biomasse) und Kernkraft abschneiden um die nationalen Treibhausgasemissionsziele bis 2050 zu erreichen (Santoyo 2014). Eine weitere Nachhaltigkeitsbewertung des Stromsektors in der Türkei unter Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher und sozialer Aspekte wurde von Atilgan et al. durchgeführt. Dabei wurden zwanzig Nachhaltigkeitsindikatoren (elf Umwelt-, drei Wirtschafts- und sechs Sozialindikatoren) für die Stromproduktion verwendet. Unter Berücksichtigung von Entscheidungspräferenzen ist für die Türkei Wasserkraft die nachhaltigste Option, gefolgt von Geothermie und Windstrom (Atilgan 2016).

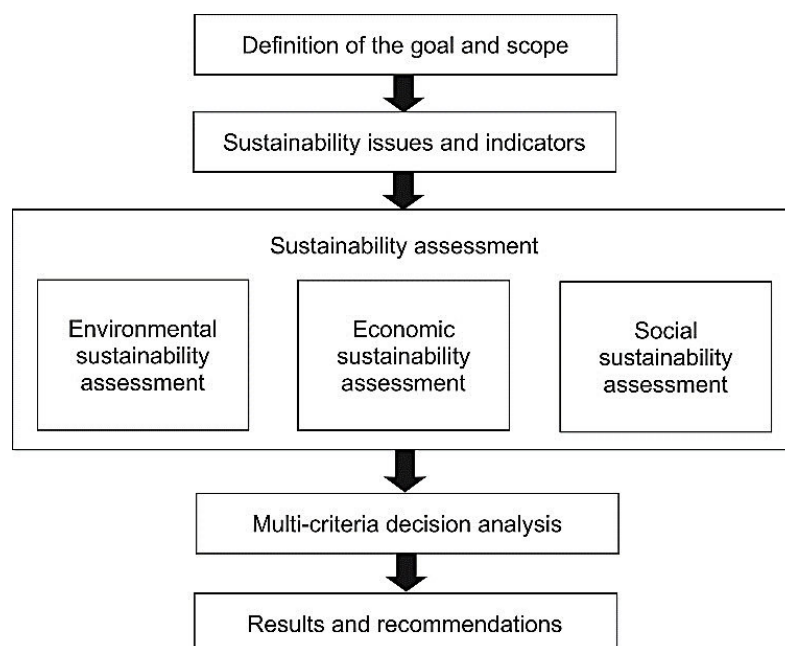


Abbildung 11: Methodik zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Stromerzeugung (Atilgan 2016)

Grundsätzlich sind die Unsicherheiten bei der Einführung von neuen Technologien sehr groß. Eine vorzeitige Bewertung ist trotzdem notwendig um die Risiken zu identifizieren. Basurko et al. haben einen integrierten quantitativen Ansatz zur ganzheitlichen Bewertung der Nachhaltigkeit von marinen Technologien präsentiert. Hier wurden die drei Nachhaltigkeitssäulen getrennt bewertet und anschließend in einem einheitlichen Nachhaltigkeitsmaßstab zusammengefasst. Es wurden die

Standardmethoden wie LCA und LCC verwendet, um quantitative Messgrößen bereitzustellen. Die Datenbeschaffung und Anpassung an marine Technologien waren die Hauptherausforderung für diese Bewertung (Basurko 2014).

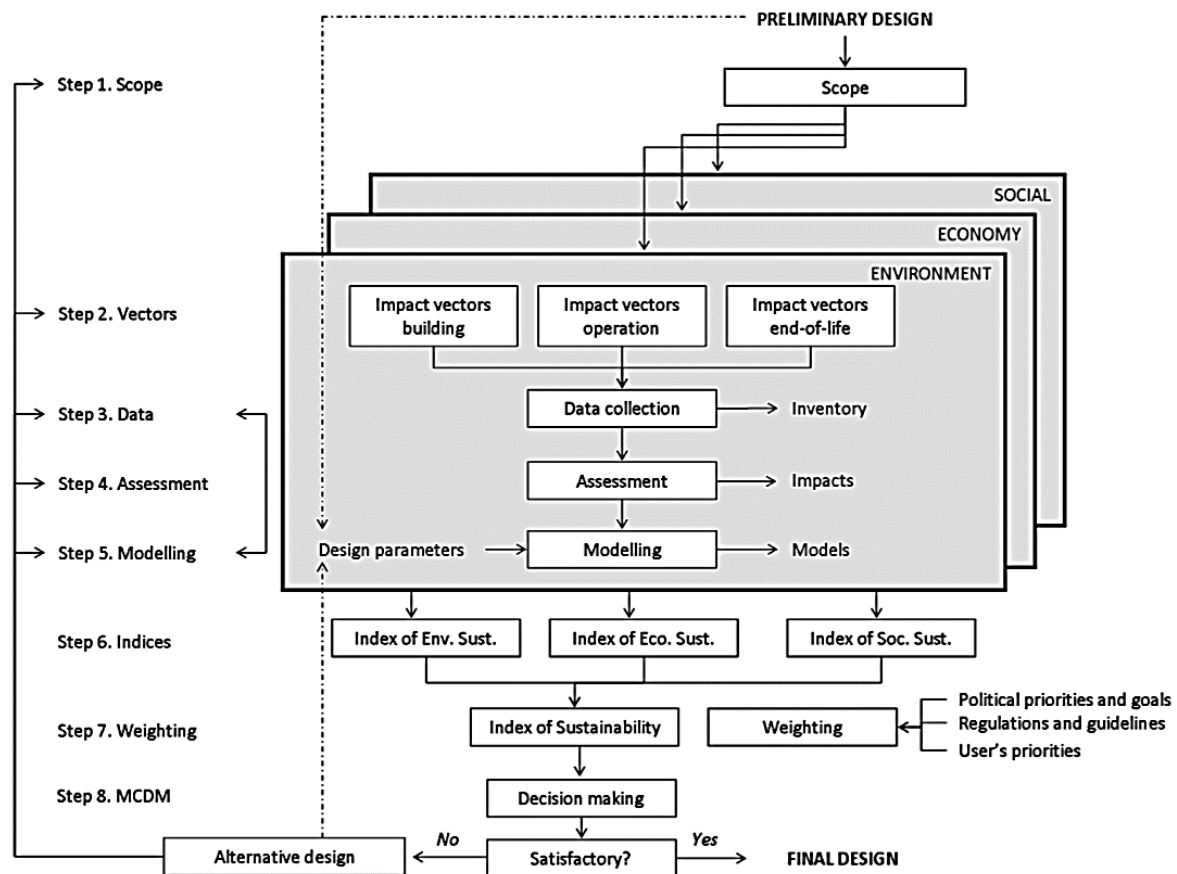


Abbildung 12: Methodik zur Nachhaltigkeitsbewertung von marinen Technologien (Basurko 2014)

Prozessdesigns und die gleichzeitigen Kompromisse zwischen ökologischen und ökonomischen Anforderungen in der chemischen Produktion wurden von Yu et al. untersucht. Mit Hilfe von AHP wurden chemische Produkte anhand relativer Wichtigkeit der Umweltverträglichkeitsprüfung und technisch-wirtschaftlichen Kriterien bewertet (Yu 2007). Die Einbeziehung verschiedener Stakeholder wurde bei der Bewertung zweier neuer geräuscharmer Flugzeugkonfigurationen des Luftverkehrssystems berücksichtigt. Der Ansatz der Bewertung verwendet die drei Säulen der Nachhaltigkeit mit entsprechenden Methoden: Ökonomie (LCC), Ökologie (LCA) und Gesellschaft (SLCA). Wie in der folgenden Abbildung zu entnehmen wurden mit der Verwendung von MCDA die Ergebnisse in einem einzigen Wert, dem Sozio-Öko-Effizienz-Index (SEE-Index) zusammengefasst (Weiss 2011).

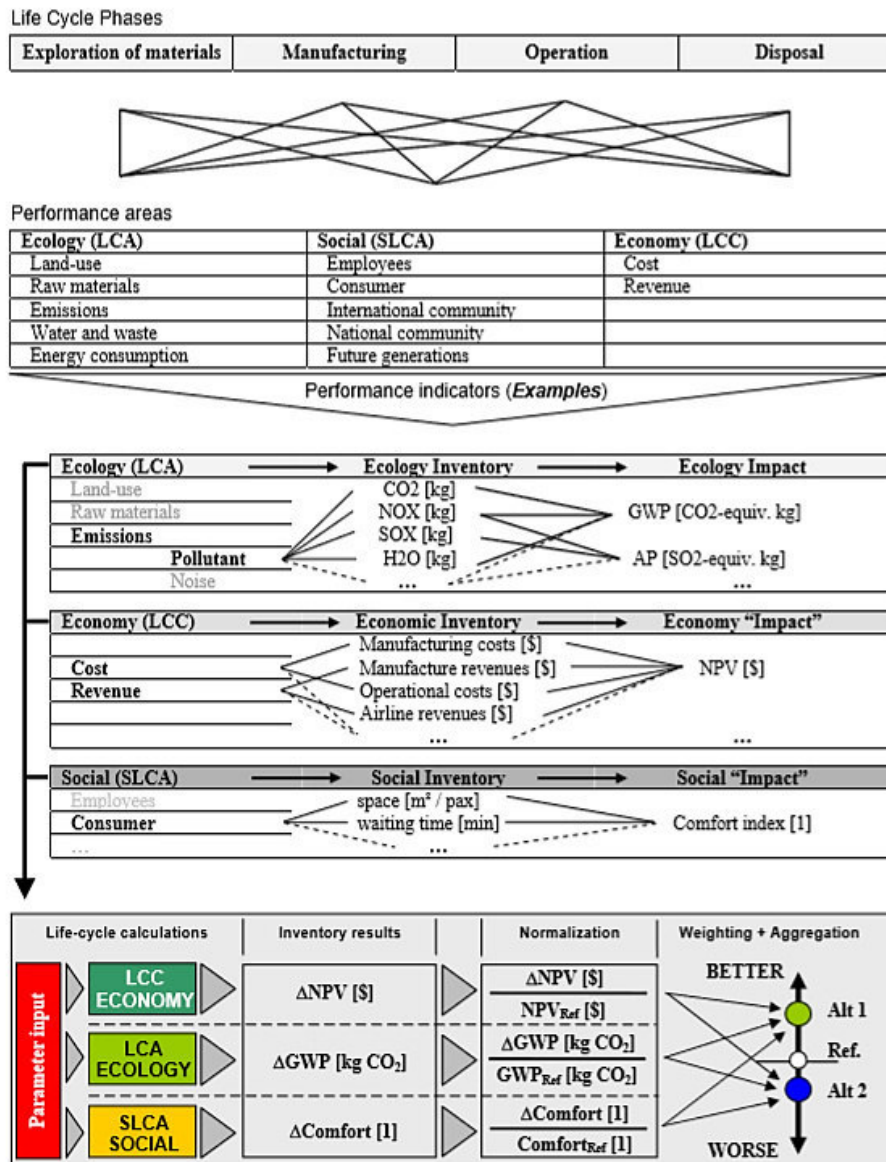


Abbildung 13: MCDA Bewertungsverfahren anhand von Beispielkriterien (Weiss 2011)

Sadiq et al. haben eine integrierte Methodik für die Prozessgestaltung vorgeschlagen, die die Entscheidungsfindung unter Unsicherheit und mehreren Kriterien unterstützt. Diese Methodik stellt einen systematischen Ansatz zur Abschätzung von Umweltrisiken und Chancen über den Lebenszyklus von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen dar (Sadiq 2006). Ein weiterer hierarchischer Bewertungsansatz zur Bewertung der Nachhaltigkeit im Frühstadium wurde in einem Prototyp einer Software von Yang et al. vorgestellt. Die hierarchischen Bewertungskriterien wurden aus LCA und LCC herangezogen (Yang 2008). Um Unternehmen zu helfen, die Vorlaufzeit für die Entwicklung neuer Technologien zu verkürzen, entwickelten Chan et al. eine Methode, die LCA, LCC und MFA in AHP integriert. Die Methodik zeigt anhand einer Fallstudie zur Bewertung alternativer Designs, welche Verbesserungsmöglichkeiten sich für das Produktdesign anbieten (Chan 2014). Maih et al. haben mehrere integrierte

Bewertungsmethoden kombiniert und ein neuartiges hybridisiertes Framework vorgestellt. Das Framework in vier Phasen unterteilt und kombiniert CLCC (Conventional LCC), ELCC (Environmental LCC), MOLP (Multi-objective Linear Programming), Hybrid-LCA, Hybrid-MCDA (AHP, TOPSIS) und EE-Index (Eco-efficiency) um die Entscheidungsprozesse zur Verbesserung der Umwelt- und Wirtschaftsanalyse zu erleichtern. Inwieweit diese integrierte Bewertungsmethode robust ist, wurde noch nicht untersucht (Miah 2017).

3.2.4 Bioökonomie

Im Rahmen der durchgeführten Recherche konnten wenige Anwendungen von MCDA-Verfahren im Bereich von Bioraffinerien und biobasierten Produkten gefunden werden. Ein Grund hierfür könnte möglicherweise sein, dass die Entwicklung von Bioraffinerien noch am Anfang steht und die Forschung sich zurzeit ausschließlich auf die Entwicklung von Verfahren konzentriert, mit denen bestimmte kostengünstige, biobasierte Produkte hergestellt werden können. In Zukunft wird es notwendig, im Rahmen der Bioökonomie mehrere Kriterien gleichzeitig zu betrachten. Dafür wird die Anwendung von MCDA-Verfahren in Verbindung mit biobasierter Industrie vorangetrieben.

Cohen et al. haben mittels multikriterieller Entscheidungsfindung Kriterien zur Beurteilung des Potentials von neu aufkommenden Forst-Bioraffinerie-Technologien zur Ethanolproduktion definiert und gewichtet. Aspekte wie Verfahrenseffizienz, Kosten und Rohstoffflexibilität wurden hierbei berücksichtigt. Die Durchführung des MCDA-Prozesses wurde mit Hilfe eines MCDA-Gremiums, welches aus Experten verschiedener Bereiche der Forst-Bioraffinerien bestand, durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass ökonomische und von der Prozessintegration abhängige Kriterien von den Experten als am wichtigsten erachtet wurden. Außerdem zeigte sich, dass biochemische und thermochemische Technologien beide eindeutige Wettbewerbsvorteile aufweisen. Schließlich fiel auf, dass die schwache Datengrundlage eine geringere Gewichtung und somit einen kleineren Beitrag zur finalen Bewertung der jeweiligen Technologie lieferte. Es ist zu bemerken, dass die Methodik und die Berechnung einzelner Kriterien nicht ausreichend dargestellt wurden (Cohen 2010).

Lewis et al. versuchten das Potential der Herstellung von Biokraftstoffen aus Agaven in den Vereinigten Staaten (USA) zu ermitteln. Dazu wurde ein auf Geoinformationssystemen (GIS) und Fuzzy-Logik basierendes, multikriterielles Modell entworfen, um herauszufinden, welche Gebiete der USA für den Anbau der

entsprechenden Agavenarten geeignet sind. Landnutzungen, die ungeeignet zum Anbau von Pflanzen zur Herstellung von Biokraftstoffen waren, wurden aus der Analyse ausgeschlossen. Fuzzy-Logik wurde eingesetzt, um die betrachteten Kriterien (z. B. Temperatur, Niederschlag und Sonnenstrahlung) des jeweiligen Agavenanbaus zu optimieren. Geeignete Regionen in der Nähe aktiver Eisenbahnstrecken bzw. aktiver Infrastruktur wurden ermittelt. Dadurch konnten die Modellergebnisse aus physikalischer und ökonomischer Sicht optimiert werden. Es zeigte sich, dass die Agave in bestimmten Regionen ergänzend zur Herstellung von Bioenergie genutzt werden kann (Lewis 2015). Comaniță et al. haben eine Studie über die Auswahl eines optimalen Biokunststoffes als Alternative zu konventionellen Kunststoffen für die Verpackungsherstellung veröffentlicht. Um die zu vergleichenden Produkte zu analysieren, wurde die ELECTRE-Methode (ELimination and Choice Expressing REality) als MCDA-Verfahren angewandt. Die LCA Hintergrunddaten sowie getroffenen Annahmen wurden grundsätzlich nicht genügend erläutert. Die multikriterielle Bewertung ergab, dass Polyhydroxyalkanoate (PHAs) aus ökonomischer und ökologischer Sicht besonders für die Herstellung und Nutzung von Verpackungsmaterialien geeignet sind (Comanita 2015). Janssen et al. setzten in einer Veröffentlichung ein MCDA-Gremium ein, um mit dessen Hilfe die Wichtigkeit von Treibern und Hindernissen in Bezug auf die Implementation von Forst-Bioraffinerien zu bestimmen. Dadurch sollte ermittelt werden, inwieweit die Industrie die Umsetzung von Bioraffinerien in Betracht zieht. Der Analytische Hierarchieprozess (AHP) wurde angewandt, um die Wichtigkeiten zu bestimmen. Bei einigen Treibern und Hindernissen kam es zu größeren Abweichungen bei der Gewichtung durch das Gremium (Janssen 2010). Die Methodik basiert auf einer subjektiven Basis und die genauen Vorgänge sind nicht beschrieben, was die Plausibilität der Ergebnisse erschwert. Mansoornejad et al. entwickelten eine systematische Vorgehensweise zum Entwurf von Bioraffinerien, die Werkzeuge der Systemverfahrenstechnik (engl. „Process Systems Engineering“ [PSE]) zur Analyse verschiedener Bioraffinerie-Strategien unter unterschiedlichen Gesichtspunkten einsetzt. Dieses PSE Verfahren wurde anhand des Fallbeispiels einer Zellstofffabrik durchgeführt. Um die beste Strategie dieser Zellstofffabrik zu identifizieren, wurde ein MCDA-Gremium gegründet, das die Nachhaltigkeit jeder Alternative bewerten sollte. Zur Nachhaltigkeitsbewertung wurden Messgrößen aus den Bereichen „Ökonomie“, „Prozessketten“, „Umwelt“ und „Absatzmarkt“ verwendet. Die Gesamtbewertung jeder Strategie bezüglich der Nachhaltigkeit zeigte, dass die Robustheit und die Höhe der Treibhausgasemissionen diese Bewertung in besonderem Maße beeinflussten (Mansoornejad 2014). In einer Studie von Parajuli et al. wurden mittels AHP- und PROMETHEE-Methoden (Preference Ranking Organisation Method for Enrichment

Evaluations) eine Vorauswahl von in Dänemark verfügbaren Biomasse-Arten als Ausgangsmaterial für Bioraffinerien getroffen. Insgesamt wurden 13 Biomasse-Arten hinsichtlich 15 Kriterien bewertet. Die Kriterien wurden in die Gruppen „Versorgungspotential“, „Biomasseeigenschaften“ und „potentielle ökologische Vorteile/Verluste“ eingeteilt. Durch diese Vorgehensweise erwies sich Grüne Biomasse als die geeignetste Biomasse-Art. Die MCDA-Methodik wurde hier nicht plausibel dargestellt und die Ergebnisse wurden nur aggregiert wiedergegeben (Parajuli 2015).

Quintero-Bermudez et al. entwickelten eine Methode, um in der frühen Entwurfsphase verschiedene Bioraffinerieprozesse systematisch bewerten und die weniger aussichtsreichen Optionen herausfiltern zu können. Insgesamt wurden drei unterschiedliche Gremien befragt, die sich entweder aus Spezialisten der Forst-Bioraffinerie oder aus Entscheidungsträgern in Unternehmen der Forstindustrie zusammensetzten. Statistische Analysen zeigten, dass es eine hohe Übereinstimmung in allen drei Gremien gab. Unterschiedliche Bewertungen der Kriterien wurden beispielsweise durch verschiedene Perspektiven oder Interpretationen der Kriterien der Gremiumsmitglieder verursacht. Die Gesamtbewertungen der Bioraffinerieprozesse wiesen ebenfalls kaum Unterschiede auf (Quintero 2012). Halog et al. haben eine Berechnungsmethode basierend auf einem ganzheitlichen Ansatz für die Nachhaltigkeitsbewertung vorgeschlagen. Durch Stakeholder-Analyse und MCDA wurde für die Entwicklung der Biokraftstoff-Lieferkette ein dynamisches System modelliert und Indikatoren aus LCA, LCC und SLCA integriert bewertet. Die Berechnung von LCA- und LCC-Indikatoren sowie die (Halog 2011). Die Datengrundlagen wurden nicht ausreichend dokumentiert.

3.3 Schlussfolgerung

Die gleichzeitige Berücksichtigung von unterschiedlichen Indikatorgruppen mit teilweise inhomogenen Dimensionen ist die wesentliche Herausforderung der Technologiebewertung. Die multikriterielle Entscheidungsanalyse wird häufig als ergänzendes Instrument zu LCA, LCC und SLCA angewendet. Eine Zusammenfassung der eigenen subjektiven Anmerkungen über die betrachtete Literatur ist in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tabelle 2: Auflistung der betrachteten Literatur nach Zielen und Methoden

| Quelle | Bereich | Ziel | Indikator Methoden | MCDA | Kommentare |
|----------------|-------------------------|---|--------------------------------|-------------|---|
| Akhtar 2015 | Infrastruktur | Bewertung von Alterungserscheinungen von Kanalisationssystemen | LCA, LCC | AHP | Schwer übertragbar, keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien |
| Aragonés 2014 | Energie | Entscheidungsansatz zur Auswahl von Solarthermiekraftwerken | LCC, Risk, Opportunities | AHP/ANP | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien |
| Assefa 2007 | Energie | Ansatz zur Bewertung von Technologieindikatoren für die soziale Nachhaltigkeit | LCA, LCC, SLCA | ORWARE | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Atilgan 2016 | Energie | Bewertung der Stromproduktion in der Türkei | LCA, LCC, SLCA | MAVT | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert |
| Balkema 2002 | Infrastruktur | Konzeption einer allgemeinen Bewertungsmethode zur Optimierung mit mehreren Zielen und Nachhaltigkeitsindikatoren bei der Auswahl nachhaltiger Abwasserbehandlungssysteme | LCA, LCC, SLCA | MCDA* | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Basurko 2014 | Zukünftige Technologien | Bewertung der Nachhaltigkeit von marinen Technologien | LCA, LCC, SLCA | MCDA* | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Chan 2014 | Zukünftige Technologien | Ansatz für umweltfreundliches Design Bewertung | LCA, LCC | AHP | Keine Plausibilität der Ergebnisse für den Laien |
| Cinelli 2014 | Allgemein | Methodenvergleich | | | |
| Cohen 2010 | Bioökonomie | Beurteilung des Potentials von neuen Forst-Bioraffinerie-Technologien zur Ethanolproduktion | LCA, LCC, technische Kriterien | MCDA* | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Comanita 2015 | Bioökonomie | Auswahl eines optimalen Biokunststoffes als Alternative zu konventionellen Kunststoffen für die Verpackungsherstellung | LCA, LCC, SLCA | ELECTRE | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Dong 2014 | Infrastruktur | Bewertung von Entsorgungssystemen für Siedlungsabfälle | LCA, LCC | TOPSIS, AHP | Einfach übertragbar, keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien |
| Gervasio 2008 | Bauwesen-bereich | Vergleichende Analyse von Stahlbetonverbundbrücken | LCA, LCC, SLCA | | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Giustozzi 2012 | Infrastruktur | Bewertung von vorbeugenden Wartungsmaßnahmen für Straßen | LCA, LCC, Performanz | MAUT | Schwer übertragbar, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Halog 2011 | Bioökonomie | Ansatz für die Nachhaltigkeitsbewertung von Biokraftstofflieferketten | LCA, LCC, SLCA | AHP | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten betrachtet |
| Janssen 2010 | Bioökonomie | Bewertung von Treibern und Hindernissen in Bezug auf die Implementation von Forst-Bioraffinerien | | AHP | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Kalbar 2012 | Infrastruktur | Bewertung von Abwassertechnologien in Indien | LCA, LCC, SLCA | TOPSIS | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien |
| Kalbar 2016 | Infrastruktur | Bewertung von mehreren Abwasserbehandlungstechnologien und Szenarien | LCA, LCC, SLCA | TOPSIS | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Unsicherheiten nicht betrachtet |

| | | | | | |
|-------------------|----------------------------|---|---|------------------------------|--|
| Kim 2013 | Bauwesen- bereich | Nutzung einer CO ₂ - Bepreisungsmethode zur Bewertung der Herstellung einer Stahlkastenträgerbrücke | LCA, LCC | AHP | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Lee 2014 | Infrastruktur | Bewertung von Eisenbahninfrastrukturanlagen | LCA, LCC | SMARTS | Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Lewis 2015 | Bioökonomie | Bewertung der Herstellung von Biokraftstoffen aus Agaven in den USA | Geoinforma- tionssysteme GIS, Fuzzy- Logik | Fuzzy, GIS-based MCDA* | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Sensitivitätsanalyse vorhanden |
| Mansoornejad 2014 | Bioökonomie | Entwicklung einer systematischen Vorgehensweise zum Entwurf von Bioraffinerien | LCA, LCC | PSE | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert |
| Miah 2017 | Allgemein | Methodenvergleich | LCA, LCC | | |
| Motuziene 2016 | Bauwesen- bereich | Bewertung der Umweltbelastung in Bau- und Abrissphasen aufgrund Optimierungen bei der Gestaltung von Passivhäusern | LCA, LCC | AHP | Schwer übertragbar, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Munda 2005 | Infrastruktur | Entwicklung eines Ansatzes mit mehreren Kriterien für die Nachhaltigkeitsbewertung eines Landes oder einer Region | LCA, LCC, SLCA | MCDA* | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert |
| Parajuli 2015 | Bioökonomie | Vorauswahl von in Dänemark verfügbaren Biomassearten als Ausgangsmaterial für Bioraffinerien | LCA, technische Kriterien | AHP, PROMET HEE | Schwer übertragbar, Konsistenz Analyse vorhanden, |
| Petrillo 2016 | Energie | systematische Nachhaltigkeits- bewertung eines neuartigen Druckluftspeichersystems für die Energiespeicherung | LCA, LCC, SLCA | AHP | Schwer übertragbar, Sensitivitätsanalyse vorhanden |
| Quintero 2012 | Bioökonomie | Bewertung verschiedener Bioraffinerieprozesse in frühen Entwurfsphasen | LCA, LCC | MCDA* | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet, schwer übertragbar |
| Sadiq 2006 | Zukünftige Technologien | Gestaltung und Bewertung sauberer und umweltfreundlicherer Prozesse | LCA, LCC | AHP | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien |
| Santoyo 2014 | Energie | Bewertung der zukünftigen Stromversorgung in Mexiko | LCA, LCC, SLCA | MAVT | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Streubing 2011 | Bioökonomie | Bewertung von Bioenergieanlagen: SNG aus Holz in der Schweiz | LCA, LCC | MCDA* | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet, schwer übertragbar |
| Treitz 2005 | Zukünftige Technologien | Konzeption von Multi-Kriterien- Methoden zur Unterstützung der Identifizierung von Best Available Techniques | LCA, LCC | PROMET HEE | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Monte Carlo Simulation, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert |
| Wang 2010 | Bauwesen- bereich | Bewertung der Vorteile bei der Gebäudenplanung | LCA, LCC | MCDA* | Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten betrachtet |
| Weiss 2011 | Zukünftige Technologien | Bewertung neuer geräuscharmer Flugzeugkonfigurationen | LCA, LCC, SLCA | TOPSIS | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Yang 2008 | Zukünftige Technologien | Bewertung der Nachhaltigkeit | LCA, LCC | Fuzzy assessment | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Unsicherheiten nicht betrachtet |
| Yu 2007 | Zukünftige Technologien | Bewertung von chemischen Produktionsprozessen | LCA, LCC | AHP | Keine Plausibilität der Ergebnisse für Laien, Rechnungsvorgänge oder Indikatoren nicht klar dokumentiert, Unsicherheiten nicht betrachtet |

*: Es wurde ein allgemeiner MCDA-Ansatz genutzt, Zuordnung zu bestimmter Methode nicht möglich. TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution). MAVT (Multi-attribute value theory). PSE (Process Systems Engineering). SMARTS (Single Multi-Attribute Rating Technique using Swings).

Die Auswertung der vorhandenen Veröffentlichungen zeigt, dass MCDA in immer mehr politischen, wissenschaftlichen und industriellen Bereichen an Interesse gewinnt und dass die Problemstellungen immer komplexer und interdisziplinär werden - besonders mit der zunehmenden Wahrnehmung von Umweltfragen. In den betrachteten Anwendungsfällen wurden am häufigsten der analytische Hierarchieprozess (AHP) oder ähnliche, jedoch vereinfachte hierarchische Verfahren genutzt, um die Gewichtungen von Kriterien zu ermitteln. Outranking-Verfahren zum Vergleich mehrerer Alternativen stellten sich als sehr komplex heraus und kamen nur in wenigen europäischen Studien zum Einsatz.

Bei den meisten betrachteten Publikationen sind oft die Bilanzdaten sowie die betroffenen Annahmen für LCA und LCC nicht veröffentlicht und die genauen mathematischen Berechnungswege nicht klar dargestellt. Dies erschwert die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Bei anderen werden in der Regel aggregierte Endergebnisse an die Entscheidungsträger kommuniziert. Zukünftige Entwicklungen der Rahmenbedingungen und Änderung der politischen und persönlichen Einstellungen der Entscheidungsträger werden nicht mitbetrachtet. Allerdings können diese einen sehr beträchtlichen Einfluss auf die Ergebnisse nehmen. Eine Änderung dieser Einstellungen oder der Alternativen und die zugehörigen Annahmen bedingt die Wiederholung der Studie ausgehend vom Startpunkt. Diese bedeuten einen erheblichen Zeit- und Bearbeitungsaufwand. In den meisten Studien wird die Einbeziehung von Entscheidungsträgern und Stakeholdern in der Bewertung als kritische Phase in einer MCDA beurteilt. Auf der einen Seite werden die komplexen Verhältnisse zwischen den Kriterien von diesen Akteuren nicht beachtet, was wiederum die Entscheidungskonsistenz beeinflussen kann. Auf der anderen Seite ist die Präferenzsetzung von politischen, sozialen, kulturellen bzw. religiösen Orientierungen und Überzeugungen der Entscheidungsträger stark beeinflusst und verändert sich sogar oft mit der Zeit. Da neue Technologien in der Zukunft anderen Anforderungen unterliegen werden, ist die Aufgabe einer MCDA nicht nur, wie in der aktuell gängigsten Anwendung, ein Ranking zu bestimmen und als Endergebnis darzustellen, sondern den Entscheidungsträgern eine Möglichkeit bieten, die Wirkung eigener Präferenzen in wenigen Tagen zu verstehen, reflektieren und ggf. zu überdenken.

Es wurde zusätzlich versucht, unterschiedliche MCDA zu kombinieren um die Robustheit zu erhöhen. Die Robustheit wird in den betrachteten Literaturen unterschiedlich definiert und in unterschiedlichen Zusammenhängen genutzt wie zum Beispiel die Betrachtung von Unsicherheit (Lesne 2008), (Streubing 2011), (Svensson

2012), (Munda 2005), Sensitivitätsanalyse (Treitz 2005) (Aragonés 2014), (Mansoornejad 2014) bzw. Monte-Carlo-Simulation (Koffler 2008), (Muller 2016).

Die Robustheit kann definiert werden als die Kompetenz eines Systems Änderungen zu widerstehen und Störungen zu tolerieren, ohne seine ursprüngliche Konfiguration anzupassen (Poblete 2016). MCDA gilt zum Beispiel als robust, wenn das Hinzufügen oder Löschen einer Alternative die Klassifizierung oder das Ranking aller anderen nicht beeinflusst (Cinelli 2014). Giuliani et al. haben den potenziell starken Einfluss einer Änderung der Definition der Robustheit auf die Entscheidungsergebnisse analysiert. Die Analyse der dynamischen Entwicklung der Präferenzen des Entscheidungsträgers impliziert, dass die Definition der Robustheit unter den unsicheren Parametern des Problems mitberücksichtigt wird (Giuliani 2016). Sowohl kleinere als auch größere Unternehmen legen großen Wert auf einfache und unkomplizierte Bewertungsmethoden. Damit in Zukunft auch kleinere Organisationen mit geringen Ressourcen MCDA-Methoden effizient einsetzen können, ist die Vorstellung eines leicht nachvollziehbaren, transparenten und deskriptiven Ansatzes notwendig.

4 Bioraffinerien und Nutzung von Biomasse

Die Entwicklung der Bioraffinerie stellt eine mögliche Lösung für die Probleme der physikalischen Umwelt (z. B. Treibhauspotential) dar, verbunden mit einer gesellschaftlichen und politischen Diskussion über die Unabhängigkeit und den Energiewandel. Außerdem bietet die neue biobasierte Industrie Sicherheit gegenüber schwankenden Preisen fossiler Rohstoffe und bewirkt auf diese Weise eine starke wirtschaftliche Motivation und bietet große ökonomische Chancen. Der Klimawandel ist die Hauptmotivation, die die Entwicklung von Bioraffinerien und bioindustriellen Technologien vorantreibt. 200 Umweltextperten und Wissenschaftler der UNEP haben eine Einschätzung der wichtigsten Umweltprobleme der nächsten 100 Jahre vorgenommen und den Klimawandel als wichtigste Herausforderung eingestuft (UNEP 1999). Weltweit wird gegenwärtig immer intensiver auf dem Gebiet der Bioökonomie geforscht, die auf der Produktion erneuerbarer Energien und der Bereitstellung zahlreicher biobasierter Produkte der Chemie- und Pharmaindustrie basiert. Infolgedessen müssen die Auswirkungen der fossilen und biobasierten Technologien im Interesse der Gesellschaft stets bewertet werden. Deutschland zählt auf wissenschaftlicher Ebene zu den herausragenden Ländern für eine wissenschaftsbasierte Bioökonomie (Birner 2014). In den bereits vorliegenden Forschungstheseen geht es vorwiegend um die Bewertung der Biomasse und deren Komplexität hinsichtlich zahlreicher Inputs von Rohstoffen sowie deren Verfahren, Produkte und Nebenprodukten. Trotz aller Vorteile bewirken biobasierte Produkte andere negative und relevante Umweltauswirkungen die beispielsweise bei der Nutzung von Herbiziden und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie von Stickstoff-Düngemitteln entstehen. Mit dem Ziel einer ganzheitlichen Betrachtung der Umweltauswirkungen und unter Berücksichtigung wichtiger Faktoren und der Einflussnahme auf die Umwelt wurden mehrere LCA-Studien durchgeführt. Zahlreiche Literaturquellen betrachten die stoffliche und die energetische Biomassenutzung über den gesamten Lebenszyklus als „kohlenstoffneutral“ (Caro 2011). Begründet wird diese Feststellung mit dem Argument, dass die Verbrennung von Biomasse denselben Betrag an CO₂ freisetzt, den die Biomasse während ihrer Wachstumsphase aufnimmt. Bei der Nutzung fossiler Ressourcen wird hingegen CO₂ freigesetzt, das über Millionen von Jahren unter der Erde gespeichert wurde.

4.1 Biomasse als Rohstoff für die chemische Industrie

Der Begriff Biomasse hat in verschiedenen Ländern unterschiedliche Definitionen. Die Erneuerbare-Energien-Richtlinie der Europäischen Union beschreibt Biomasse als: „den biologisch abbaubaren Teil von Erzeugnissen, Abfällen und Reststoffen der Landwirtschaft mit biologischem Ursprung (einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe), der Forstwirtschaft und damit verbundener Wirtschaftszweige einschließlich der Fischerei und der Aquakultur sowie den biologisch abbaubaren Teil von Abfällen aus Industrie und Haushalten“ (EU 2009). In Österreich ist "Biomasse" gemäß ÖNORM M 7101 wie folgt definiert: „Unter dem Begriff Biomasse versteht man alle organischen Stoffe biogener, nicht fossiler Art. Dieser Begriff umfasst somit in der Natur lebende und wachsende Materie und daraus resultierende Abfallstoffe, sowohl von lebender als auch schon abgestorbener organischer Masse“ (Grimm 2011). Aufgrund der Vielzahl von Stoffen, die unter dem Begriff der Biomasse zusammengefasst werden, ist es schwierig, eine allgemeingültige Begriffsklärung zu finden. Welche Stoffe tatsächlich als Biomasse gelten, wurde in Deutschland in der Biomasseverordnung festgelegt (BiomasseV 2001). Im Sinne dieser Verordnung sind darunter Energieträger aus Phyto- und Zoomasse und daraus resultierende Folge- und Nebenprodukte zu verstehen sowie Rückstände und Abfälle, deren Energiegehalt ebenfalls aus Phyto- und Zoomasse stammen.

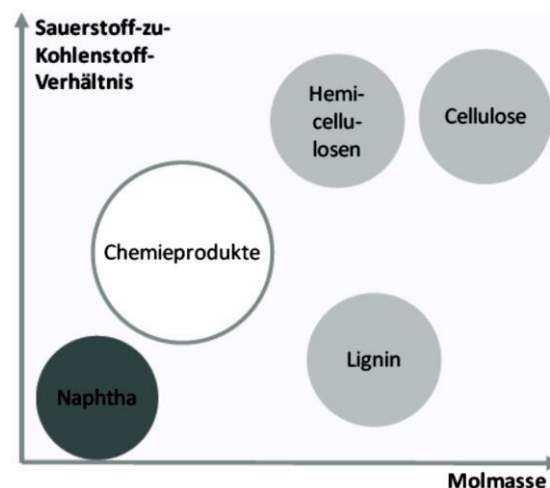


Abbildung 14: Vergleich des fossilen Rohstoffs Naphtha mit den biogenen Rohstoffen hinsichtlich Molmasse und Sauerstoff-zu-Kohlenstoff-Verhältnis (VDI 2014)

Die chemische Zusammensetzung der Biomasse besteht aus einem hochmolekularen, komplexen Gemisch organischer Kohlenstoffverbindungen mit geringeren Mengen an Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel und anderen chemischen Elementen. Die Hauptunterschiede zu fossilen Rohstoffen bilden die heterogene Zusammensetzung der Biomasse sowie die Molmasse und das Verhältnis zwischen

Sauerstoff und Kohlenstoff. In Abbildung 14 besitzen alle Fraktionen der Biomasse eine höhere Molmasse als Naphtha. Cellulose und Hemicellulose haben zusätzlich ein höheres Sauerstoff-Kohlenstoff-Verhältnis. Lignin dagegen zeigt ein niedriges Sauerstoff-Kohlenstoff-Verhältnis. Dieser Unterschied ist dafür ausschlaggebend, wie die weitere Verarbeitung zu Chemieprodukten verlaufen soll. Dabei muss die Biomasse in Gegensatz zu Naphtha depolymerisiert und desoxygeniert werden. Wie in Abbildung 15 dargestellt, enthält Biomasse wichtige Präkursoren für die biobasierte Industrie. Die hell dargestellten Stoffe Lignin, Protein und Öl sind für die fermentative Herstellung ungeeignet, können aber mit anderen Verfahren umgewandelt werden.

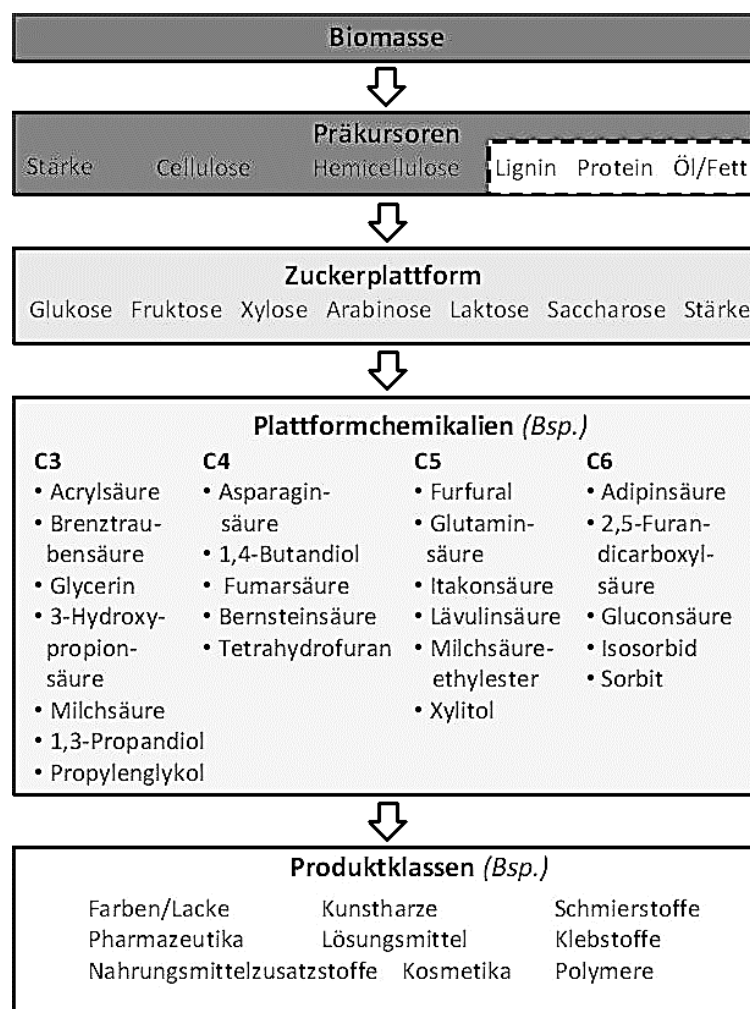


Abbildung 15: Beispiele für Präkusoren und Plattformchemikalien (Grimm 2011)

Durch enzymatische Spaltung entsteht Zucker, der von den Mikroorganismen in die gewünschte Plattformchemikalie zersetzt werden kann. Um die Präkursoren aus der Biomasse zu gewinnen, werden diese zunächst mechanisch, chemisch und biochemisch vorbehandelt. Anschließend werden sie biotechnologisch, physikalisch-chemisch oder thermochemisch weiterverarbeitet, abhängig von ihrem Wassergehalt

(Grimm 2011). Die Biomasse unterscheidet sich hierbei in einigen Punkten von Rohöl. Zu Biomasse zählen Kohlenstoffe wie Cellulose, Hemicellulose und Lignin. Kleinere Komponenten liegen meist bei einem Anteil von unter 5 % und enthalten Proteine, Lipide, Öle, Vitamine, Minerale und Salze (Kamm 2006). Plattformchemikalien sind Basischemikalien und Bausteine, die sowohl für die Polymerindustrie als auch als Endprodukte (Cherubini 2010) genutzt werden. Mit ca. 1,4 Mio. ha/a bilden Ölpflanzen und ganz besonders Raps den wichtigsten Anteil der gesamten Anbaufläche für Biomasse in Deutschland. Daneben spielen Stärke- und Energiepflanzen mit einen resp. Anteil von 9,1 % und 11,9 % ebenfalls eine bedeutende Rolle. Zucker, Naturfasern und Gewürzpflanzen haben in Deutschland lediglich einen Anteil von resp. 1,3 %, 0,1 % und 0,7 %. Biomasse kann in zahlreichen Bereichen genutzt werden. Die folgende Tabelle zeigt beispielsweise die chemische und energetische Nutzung von Zucker, während er als Schmierstoff, Papier, pharmazeutisches Produkt oder im Bereich „Bauen und Wohnen“ ungeeignet ist. Proteine hingegen sind im Bereich der pharmazeutischen Produkte von Bedeutung (FNR 2014).

Tabelle 3: Übersicht der nachwachsenden Rohstoffe und deren Märkte und Einsatz in Deutschland 2011 (FNR 2014)

| Markt | Chemische Märkte | | | | Sonstige stoffliche Märkte | | | Energetische Märkte | | |
|----------------|------------------|---------------------------------------|---------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------|----------------|
| | Chemikalien | Biobasierte Kunststoffe u. Werkstoffe | Schmierstoffe | Wash- u. Körperpflegemittel | Papier, Pappe und Kartonage | Pharmazeutische Produkte | Bauen u. Wohnen | Elektrizitäts-erzeugung | Wärme-erzeugung | Biokraftstoffe |
| Farbepflanzen | X | | | | | | | | | |
| Proteine | X | | | | | X | | | | |
| Zucker | X | X | | X | | | | X | X | X |
| Fasern | | X | | | X | | X | | | |
| Öle/Fette | X | X | X | X | | X | X | X | X | X |
| Stärke | X | X | | | X | | | X | X | X |
| Arzneipflanzen | | | | | | X | | | | |
| Holz | X | | | | X | | X | X | X | X |

Sowohl in Deutschland als auch in Europa wurden in den letzten Jahren die ökonomischen Rahmenbedingungen für die Erzeugung von Biorohstoffen massiv verbessert. Beispielsweise wurde die teilweise Nutzung von Stilllegungsflächen für den Biomasseanbau genehmigt und die Herstellung von Naturdämmstoffen und Biokraftstoffen gefördert. Dies bedeutet einen sehr interessanten Zugewinn für die Landwirtschaft (Weigl 2010). Wie lange diese Förderung in Zukunft erfolgt und ob eine Nutzung nachwachsender Rohstoffe ohne Fördermittel in Deutschland weiterentwickelt werden kann oder zumindest stabil bleibt, ist noch unklar und hängt von verschiedenen nationalen und internationalen Faktoren ab. Neben den längst etablierten thermochemischen und katalytisch-chemischen Verfahren werden seit Jahren Verfahren der industriellen Biotechnologie verstärkt erforscht. Bei den chemischen und thermochemischen Prozessen werden hoher Druck und Temperaturen in Verbindung mit großen Mengen an Säuren, Laugen und Metallen

benötigt, um die gewünschten Stoffe aus der Biomasse gewinnen zu können. Dies erhöht sowohl den Energieverbrauch als auch die Emissionen. Neue Verfahren wie Pyrolyse befinden sich noch in der Entwicklungsphase und sind bislang noch nicht marktfähig. Biotechnische und katalytische Verfahren hingegen besitzen eine größere Selektivität und laufen unter milderer Bedingungen ab; sie sind allerdings bei der Entwicklung und Bewertung sehr kosten- und zeitintensiv.

4.1.1 Kohlenhydrate (Cellulose, Stärke, Hemicellulose und Zucker)

Biomasse besteht zum größten Teil aus Kohlenhydraten bzw. aus Mono-, Di- und Polysacchariden (unter anderem Cellulose und Stärke). Im Gegensatz zu Zucker wie Mono-, Di- und Oligosaccharide sind Polysaccharide wasserunlöslich und geschmacksneutral. Im Jahr 2014 wurde weltweit ca. 4,73 Mio. t Chemiezellstoff produziert (Fachverband 2014). In der biobasierten Industrie Deutschlands wird der gesamte genutzte Chemiezellstoff importiert. Ein Teil der importierten Menge wird in der Bau- und Lackindustrie sowie in der Kosmetik- und Pharmaindustrie verarbeitet. 2011 wurden rund 407.000 t eingeführt. 401.000 t wurden verarbeitet, während der Rest wieder exportiert wurde (FAO 2012). Die funktionellen OH-Gruppen in Kohlenhydraten dienen zur Herstellung spezifischer Produkte mit bestimmten Eigenschaften. Die bekanntesten Cellulosederivate sind z. B. Ethylcellulose, Celluloseacetat, Methylcellulose, Cellulosenitrat und Carboxymethylcellulose. Der größte Anteil des Zuckers wird auf dem internationalen Markt aus Zuckerrohr gewonnen. In Deutschland dagegen wird Zucker nahezu ausschließlich aus Zuckerrüben hergestellt. Andere Quellen wie Topinambur, Zuckerhirse und Zichorie sind nur von untergeordneter Bedeutung. Das Produktionsverfahren von Zucker ähnelt sehr der Stärkeproduktion. Zuerst werden die Pflanzenteile zerkleinert und gereinigt. Anschließend werden die Saccharide ausgewaschen und am Ende wird der Zucker konzentriert. Neben der Hauptnutzung von Zucker als Nahrungsmittel wird ein großer Anteil im biotechnologischen Bereich, für Pharmazeutika oder als Tenside in Reinigungsmitteln verwendet (FNR 2014).

Etwa 90 % der weltweiten Produktion von nativer Stärke, modifizierter Stärke und (anderen) Produkten aus der Stärkeverzuckerung werden aus Mais, Maniok, Weizen und Kartoffeln gewonnen. Dabei kommt dem Mais mit seinem höheren Stärkegehalt die größte Bedeutung zu. In Deutschland werden darüber hinaus auch verschiedene Getreidesorten wie beispielsweise Weizen als Stärkequelle betrachtet. Das Produktionsverfahren besteht aus dem Mahlen bzw. Zerkleinern und dem anschließenden Auswaschen von Stärke. In Europa werden etwa 50 % der

Stärkeproduktion stofflich genutzt (Lange 1998). Im Jahr 2011 wurden in Deutschland ca. 10 % der Stärkeproduktion in der chemischen Industrie bzw. in der Fermentationsindustrie eingesetzt (Fachverband 2012). Außer in der Lebensmittelherstellung kann Stärke auch teilweise in der Produktion von Bindemitteln für Papier und Pappe, als Hilfsstoff in Textilien, für Klebstoffe oder in der Kunststoffherstellung verwendet werden. Eine Besonderheit der Stärke als Rohstoff ist die Herstellung biologisch abbaubarer Biopolymere wie beispielsweise Polylactid. Für die Nutzung von Fasern sind Papier und Baumwolle gute Beispiele. Weltweit zählen Pflanzen wie Flachs, Hanf, Kenaf, Chinaschilf und Miscanthus als Rohstoffe für die Fasergewinnung. Abhängig von den Pflanzen werden Frucht-, Stiel- oder Blattfasern für die weitere Bearbeitung genutzt (Schiffgen 1998).

Für die Gewinnung von Fasern müssen die Pflanzen in beinahe allen Fällen zunächst in der sogenannten Felldröste oder Wasserröste vorbereitet werden, um Substanzen wie Fasern zu lösen. Die Fasern wurden früher durch mechanische Prozesse wie Trocknen, Brechen, Schwingen (grobes Kämmen) und abschließend Hecheln (feines Kämmen) gewonnen. Gegenwärtig wird auf aufwändige Techniken wie Trockenaufschluss-, Dampfaufschluss- oder chemische Aufschlussverfahren zurückgegriffen. Für die anschließende Weiterverarbeitung der Fasern ist ihre Länge ausschlaggebend; je länger diese Fasern sind, desto höherwertig sind sie und können zu Textilien, Papier oder Pappe, Verbundwerkstoffen oder Baumaterialien weiterverarbeitet werden. Als Dämmstoffe oder als Verbundwerkstoffe mit Polymeren gewinnen sie auch auf neuen Verwendungsfeldern beispielsweise im Fahrzeugbau an Bedeutung.

4.1.2 Lipide (Fette, Öle)

Einige nachwachsende Rohstoffe (Nawaro) können über 70 % Öle und Fette (gesättigte und ungesättigte Fettsäuren) enthalten, besonders in Samen (Mann 1998). In Deutschland werden Öle und Fette aufgrund der klimatischen Verhältnisse meistens nur aus Raps und Sonnenblumen gewonnen. Andere Öle wie Palmöl, Kokosöl und Palmkernöl müssen deshalb importiert werden. Auf dem internationalen Markt wird die Sojabohne angebaut, wobei die USA als einer der größten Produzenten und Lieferanten gilt. Aus diesen öl- bzw. fetthaltigen Pflanzen werden durch Pressung oder durch den Einsatz von Lösungsmitteln nützliche Stoffe wie Fettsäuren und Glycerin gewonnen. Neben ihrer Hauptverwendung in der Nahrungsmittelproduktion wird ein Teil der Öle und Fette als Rohstoff für die stoffliche Nutzung bei der Herstellung von Tensiden, Weichmachern, Schmier- und Hydraulikölen, Farben und Kunststoffen verwendet. Diese Öl- und Fettprodukte sind wegen ihrer biologischen Abbaubarkeit

eine umweltfreundliche Alternative in der Land- und Forstwirtschaft (Seger 1998). 54 % der pflanzlichen Öle werden energetisch, etwa 23 % in der Lebensmittelherstellung und 7 % in die Futtermittelherstellung genutzt. Die restlichen 16 % werden in verschiedenen chemischen oder technischen Bereichen verwendet, etwa als Hydrauliköle oder Schmierstoffe. 2011 wurden etwa 5,6 Mio. t an pflanzlichen Ölen in Deutschland verarbeitet. Davon wurde etwa 1 Mio. t in technischen, chemischen Anwendungen genutzt; mindestens 0,5 Mio. t von diesen wurden wiederum in der Herstellung von Fein- und Spezialchemikalien eingesetzt. Weltweit wurden 2011 ungefähr 154 Mio. t an Pflanzenölen verarbeitet; in Europa betrug der Anteil 21,2 Mio. t. Palm-, Raps- und Sojaöl bilden hierbei einen Anteil von ca. 75 % der Gesamtmenge (FNR 2014).

4.1.3 Proteine (Enzyme und Struktur-Eiweiß)

Proteine wie Gelatine werden hauptsächlich in der Tierkörperverwertung in Form von Tiermehl gewonnen und zu organischen Düngemitteln verarbeitet. 2011 wurden insgesamt etwa 176.000 t Tiermehl in Düngemitteln genutzt. In Deutschland werden mindestens 25.000 t Casein verarbeitet; zusätzlich werden rund 12.000 t importiert und etwa 20.000 t exportiert. Die Mengenangaben für Gelatine bewegen sich in der gleichen Größenordnung (FNR 2014).

4.1.4 Lignine in verholzter Biomasse

Lignin bewirkt die Verholzung von Biomasse und ist ein Nebenprodukt der Zellstoffgewinnung. Bei der Papierherstellung etwa fällt Lignin als Schwarzlauge (black liquor) an und ist somit in sehr großen Mengen verfügbar. Wegen seiner komplexen Struktur und der aufwändigen Verarbeitung wird Lignin bis heute meistens eher energetisch als stofflich verwertet. Obwohl in den letzten Jahren die Verwertung und Weiterverarbeitung von Lignin zunehmend erforscht wurde, sind noch längst nicht alle Nutzungs- und Verarbeitungsmöglichkeiten ausgeschöpft. Aus Gründen der Geheimhaltung und wegen der kleinen Anzahl von Unternehmen, die Ligninderivate herstellen, werden die Produktionsmengen und Verfahren nicht veröffentlicht.

4.2 Energetische Nutzung der Biomasse

Neben der jahrtausendealten Nutzung von Bäumen bzw. von Holz für die energetische Nutzung durch Verbrennung werden heutzutage andere Biomassetypen wie Mais oder Zuckerrübe zur Energiegewinnung genutzt. Auch schnell wachsende Biomasse

wie Pappel oder Weide stellen eine sichere und schnelle Quelle für nachwachsende Rohstoffe dar. Dies gilt ebenso für andere vielversprechende Getreide wie Triticale oder für Reststoffe wie Stroh, deren Anbau über Jahre optimiert wurde. Öl- und stärkehaltige Pflanzen sowie Zuckerpflanzen haben in letzter Zeit an energetischem Interesse gewonnen, wie etwa Biodiesel aus Raps oder Bioethanol aus Stärke oder Zucker.

Weltweit bleiben die fossilen Energieträger die Hauptenergiequelle für alle Bereiche. In der letzten Zeit werden jedoch auch andere Alternativen auf dem Markt etabliert. Neben den regenerativen Energien wie Wind- und Wasserkraftanlagen, Solarenergie und Erdwärme hat die Biomasse laut Umweltbundesministerium das höchste Potential sowohl in Deutschland als auch weltweit (Roadmap 2014). Deutschland zählt weltweit zu den führenden Ländern in der Nutzung regenerativer Energien: Der Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch stieg von 3,4 % im Jahr 1990 auf 32,6 % im Jahr 2015, wie Abbildung 16 zeigt. (BMWi 2018).

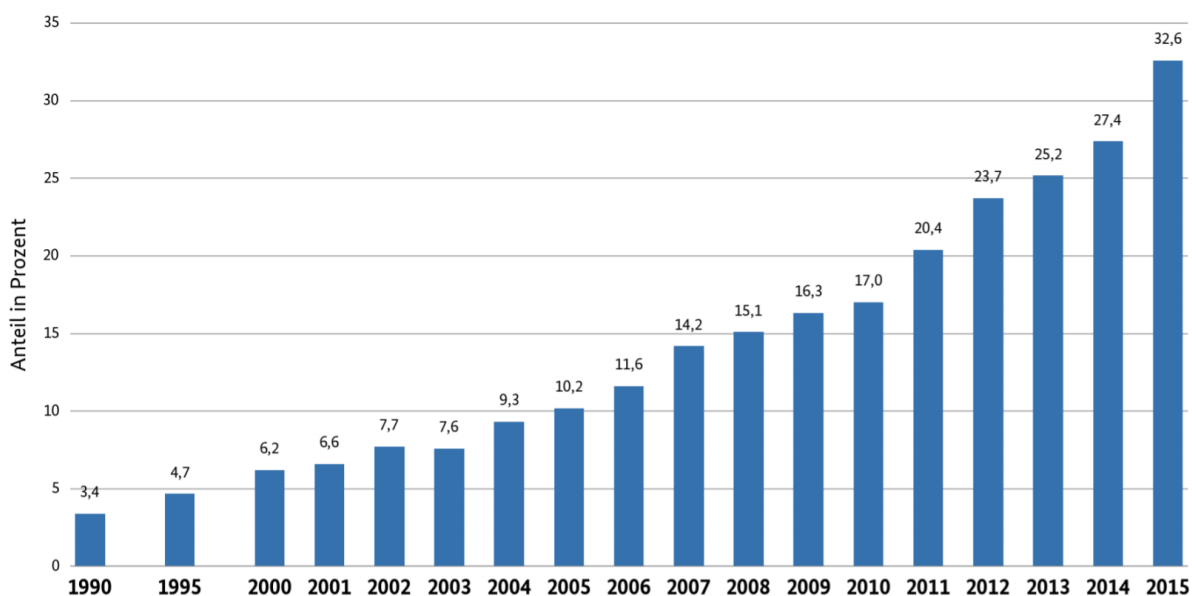


Abbildung 16: Anteil der erneuerbaren Energie am Endenergieverbrauch in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2015 (BMWi 2018)

Biomasse wird mit beständig steigendem Interesse zur Produktion von Strom, Wärme und Kraftstoffen (Biokraftstoffen) genutzt. Aktuell wird in den Bereichen der effizienten Entwicklung von Bioenergie und Biotreibstoffen viel geforscht und die Biomasse bei der energetischen Nutzung betrachtet. Im Einzelnen geht es hierbei um gasförmige (Biogas), flüssige (Biokraftstoffe) sowie feste (Pellets) Bioenergie. Je nach der Art der Biomasse wird die energetische Verwertung für die Stromerzeugung oder

für die Herstellung von Biokraftstoffen bevorzugt. Die globale Perspektive für die zukünftige Energieproduktion basiert auf der vermehrten Verwendung von erneuerbaren Ressourcen im Allgemeinen und auf Biomasse im Besonderen. In der aktuellen europäischen Energiepolitik gelten die Energiesicherheit und der Klimaschutz als strategische Ziele. Die EU zielt darauf ab, rund 10 % der Energie im Verkehrssektor aus nachwachsenden Rohstoffen zu produzieren – dies entspricht 50 Mrd. Litern fossiler Kraftstoffe (Bentsen 2012). Nach Jungmeier et al. wird die kommerzielle Erzeugung von Biotreibstoffen im Zeitraum 2020-2030 erwartet. Um das Entwicklungsziel der Realisierung von Bioraffinerien zu erreichen, wurden nach Jungmeier et al. drei zeitliche Phasen betrachtet (IEA 2009). Die erste Phase beinhaltet die „1. Generation von Biokraftstoffen“, und deren Weiterentwicklung und Verbesserung bereits erprobter Prozesse wie der „Erzeugung von Bioethanol und Bio-ETBE aus zucker- und stärkehaltigen Rohstoffen, sowie Biodiesel aus Ölpflanzen, Altspeiseölen und Tierfetten.“ In dieser Phase wird bereits Forschung zu Biotreibstoffen der zweiten Generation durchgeführt. In der zweiten Phase, in der wir uns heute nach dem aktuellen Stand der Technik befinden, findet sich ein „breites Spektrum von Forschungsarbeiten und Entwicklungen zu Bioethanol aus synthetischen Biotreibstoffen aus der Vergasung und Bio-Wasserstoff, wobei insbesondere DME (Dimethylether), FT-Diesel (Fischer-Tropsch-Diesel) und Bio-SNG (Synthetic Natural Gas) besonders interessant erscheinen. In dieser Phase werden bereits Pilotanlagen von Bioraffinerien errichtet. Hierbei wird vor allem Wert auf eine marktfähige Entwicklung von Energiepflanzen aus einer nachhaltigen Landwirtschaft“ gelegt. Die dritte Phase soll die Entwicklung nach 2020 darstellen. Hier wird erwartet, dass Bioraffinerien an bestehende Industriestrukturen angeschlossen werden und Biotreibstoffe der zweiten Generation effektiv und günstig produziert werden (IEA 2009).

Abbildung 17 zeigt die Entwicklung der Endenergieproduktion aus Biomasse zwischen den Jahren 2004 und 2011. Der Anteil der produzierten Energie aus Biomasse stieg in den Sektoren Wärme und Kraftstoff bis 2010 mit einem kleinen Rückgang im Jahr 2011. Zwischen 2004 und 2010 stieg die Wärmeenergie aus Biomasse um etwa 9 % jährlich auf 132,5 TWh, dann sank sie aufgrund des milden Winters auf 130,2 TWh in Jahr 2011. Im Kraftstoffsektor stieg die Energie aus Biomasse um rund 21 % jährlich auf insgesamt 35,5 TWh, dann sank sie auf 34,3 TWh im Jahr 2011. Die Stromenergie aus Biomasse stieg hingegen um ungefähr 25,5 % jährlich auf 35,2 TWh in 2011 (FNR 2014).

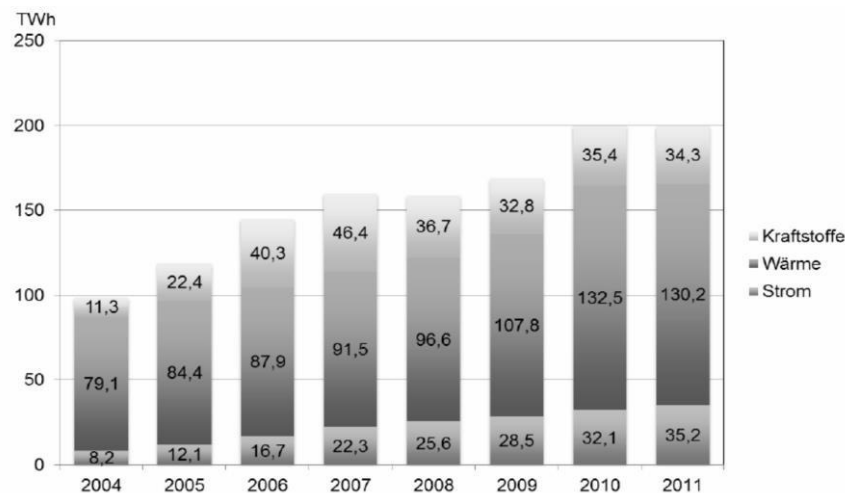


Abbildung 17: Entwicklung Endenergieproduktion aus Biomasse 2004 – 2011 (FNR 2014).

Zur Herstellung von Bioenergie werden verschiedene forst- und agrarwirtschaftliche Nutzpflanzen sowie biogene Reststoffe genutzt. Im Allgemeinen wird hierbei zwischen Nahrungspflanzen (z. B. Zuckerrübe, Mais, Weizen, Kartoffel, ...), Erntereststoffen (z. B. Stroh, Hülsen, ...), Energiepflanzen (z. B. Switchgras, Miscanthus, ...) und Energiehölzern (z. B. Pappeln, Robinie, Weiden, ...) unterschieden. Daneben werden zusätzlich noch biogene Reststoffe (z. B. Gülle, Altholz, organische Abfälle, Biomüll aus Haushalten, ...) zur Energieproduktion eingesetzt.

Wie in Abbildung 18 dargestellt, kann Biomasse über verschiedene Umwandlungsverfahren energetisch verwertet werden. In Allgemeinen können alle Sorten von Biomasse durch verschiedene Prozesse in festen, flüssigen oder gasförmigen Brennstoff umgewandelt werden. Ausschlaggebende Kriterien für die passende Auswahl der jeweiligen Verfahren sind die Eigenschaften der Biomasse, die Energienutzungsform, die Infrastruktur, die Effizienz sowie die politischen und die sozioökonomischen Rahmenbedingungen.

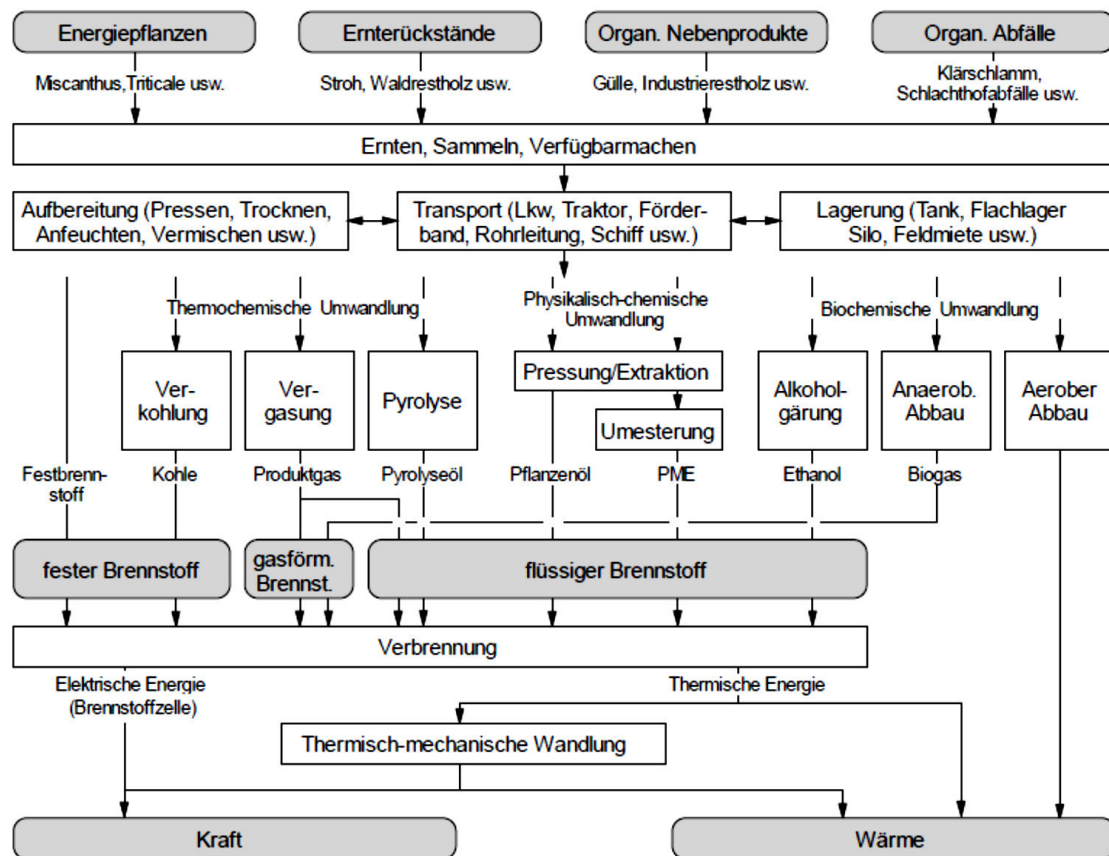


Abbildung 18: Aufbau der Umwandlungsketten von Biomasse in Brennstoffe und deren Nutzung (Kaltschmitt 2009)

Die chemische Zusammensetzung der Biomasse besteht aus einem hochmolekularen, komplexen Gemisch organischer Kohlenstoffverbindungen mit geringeren Mengen an Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel und anderen chemischen Elementen.

4.2.1 Strom und Wärme aus Biomasse

Der Stromverbrauch in Deutschland liegt aufgrund von Effizienzsteigerungen konstant bei ungefähr 650 TWh. Der Anteil an erneuerbaren Energien stieg hingegen von 9,2 % in 2004 auf etwa 35 % in 2018; der Strompreis für Privathaushalte stieg seit der Jahrtausendwende um fast 106 %. Ziel der Bundesregierung in Rahmen der Energiewende ist es, die Stromversorgung kontinuierlich auf erneuerbare Energien umzustellen. Bis 2025 soll der Anteil der erneuerbaren Energien auf ca. 45 % steigen (BDEW 2019). Wie Abbildung 19 zeigt, betrug der Anteil der erneuerbaren Energien gemäß der Bilanz des Bundesverbandes der Deutschen Energie- und Wasserwirtschaft [BDEW] am Strommix im Jahr 2017 ungefähr 33 %.

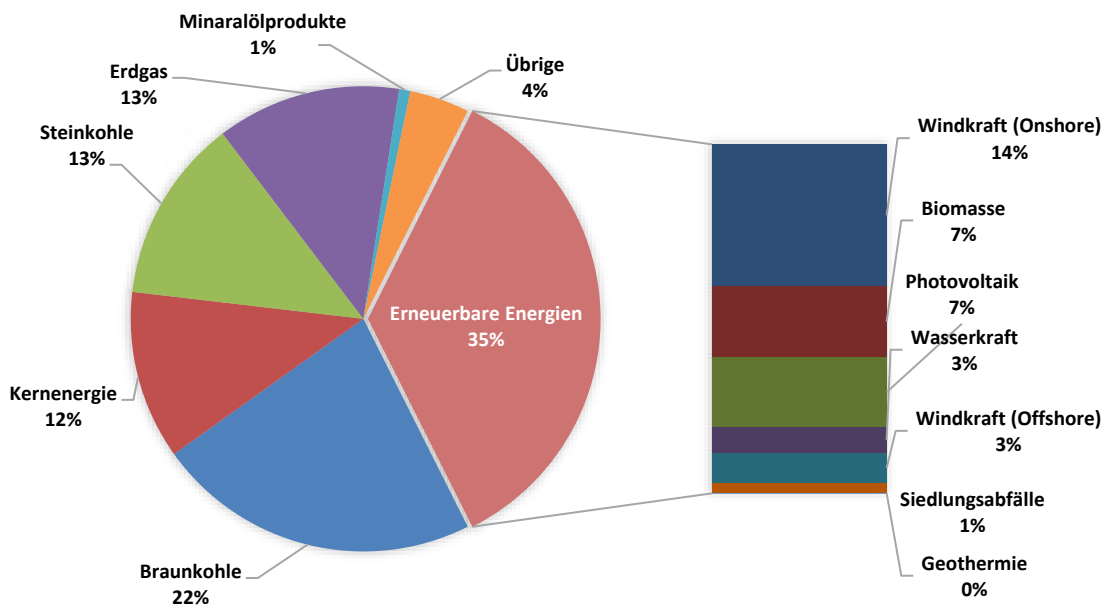


Abbildung 19: Brutto-Stromerzeugung 2018 in Deutschland: 649 Mrd. Kilowattstunden - Anteile an der Brutto-Stromerzeugung in Prozent (eigene Darstellung nach BDEW 2019)

2018 stammten knapp 35 % der Bruttostromerzeugung aus erneuerbaren Energien. In absoluten Zahlen wurde 2018 einer Bruttostrommenge von 649 Mrd. kWh erzeugt. Braunkohlekraftwerke blieben mit dem zweitgrößten Anteil von 22 % auf hohem Niveau. Bei den erneuerbaren Energien liegt die Biomasse mit 7 % auf dem zweiten Platz direkt hinter der Windenergie mit etwa 17 %. Obgleich 2018 nur wenige neue Photovoltaikanlagen installiert wurden, wurde in diesem Jahr rund 7 % Photovoltaikstrom produziert. Strom aus Wasserkraft blieb mit ca. 21 Mrd. kWh beinahe unverändert (BDEW 2019).

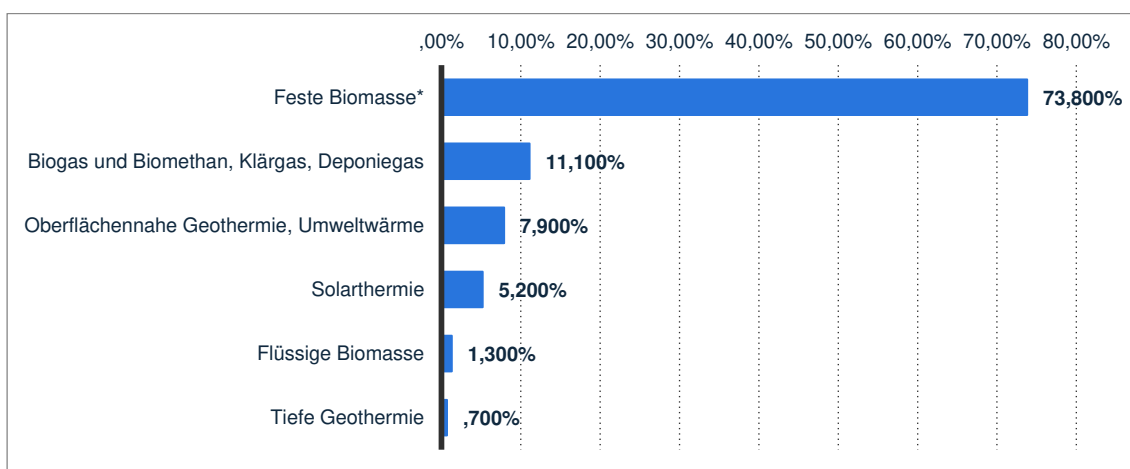


Abbildung 20: Verteilung der Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien in Deutschland nach Energieträger im Jahr 2015 (eigene Darstellung nach BMWi 2019)

Wie ferner aus Abbildung 20 ersichtlich wird, sind biogene Festbrennstoffe mit rund 73,8 % Hauptenergieträger für die Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien in Deutschland. Hier kommt der Biogasproduktion eine immer größere Bedeutung zu; diese erreichte im Jahr 2018 einen Anteil von 11,1 %. Biogener Abfall, Geothermie/Umweltwärme und Solarthermie erreichten als Energieträger jeweils einen Anteil von 7,5 %, 6,7 % und 5 % der Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien. Die Anteile der Wärmebereitstellung aus biogenen flüssigen Brennstoffen (inklusive des Biodieselvebrauchs in der Landwirtschaft) und der tiefen Geothermie waren mit jeweils 1,3 % und 0,7 % sehr niedrig (BMWi 2019).

Biogas:

In Biogasanlagen wird Biomasse mit Hilfe von Mikroorganismen in einem Fermenter vergärt. Hierbei werden hauptsächlich Nutzpflanzen und Gülle bevorzugt. Auch Wirtschaftsdünger, Stroh und organische Abfallstoffe werden eingesetzt. Dabei wird ein Gasgemisch aus Wasser, Methan und Kohlenstoffdioxid unter Abwesenheit von Licht und Sauerstoff gebildet. Unerwünschte Stoffe wie Ammoniak und Schwefelwasserstoff (Schwefel) werden in einem vorgeschalteten Verfahren aus dem Gasgemisch entfernt, um Korrosion in der Anlage vorzubeugen und Emissionen von beispielsweise Schwefeldioxid zu vermeiden. Die festen Gärreste können nach weiteren Verarbeitungsschritten als Dünger eingesetzt werden. Nach der temporären Gasspeicherung wird aus dem entstandenen Gasgemisch durch Verbrennung in BHKWs (Blockheizkraftwerken mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK))) Strom und Wärme produziert und in Wärme- und Stromnetze eingespeist (Bond 2011). Ein Anteil von etwa 25 % der produzierten Wärmeenergie wird zur Erhitzung des Gärprozesses genutzt. Je nach Möglichkeit kann Biogas zu Biomethan veredelt werden, welches in das Erdgasnetz eingespeist, an Tankstellen verkauft oder zur Strom- und Wärmeproduktion genutzt werden kann. Im Jahr 2011 wurde in 77 Anlagen ungefähr 275 Mio. m³ Biomethan produziert und als Biokraftstoff im mobilen Sektor sowie in Haushalten und Industrie zur Wärmebereitstellung genutzt. Einen Nachteil stellen hierbei die doppelt so hohen Produktionskosten von Biomethan im Vergleich zu Erdgas dar. Biomethan kann zusätzlich als Grundbaustein zur stofflichen Nutzung in der chemischen Industrie verwendet werden (FNR 2014).

Biogene Festbrennstoffe:

Der wichtigste Anteil der energetischen Nutzung aus Biomasse wird aus biogenen Festbrennstoffen erzeugt. Insgesamt wurden 2011 etwa 74 % biogene Festbrennstoffe zur Bereitstellung von Wärme aus Biomasse eingesetzt. Hierbei spielen Holzprodukte eine bedeutende Rolle (FNR 2014): In einem Biomasseheizkraftwerk können

Hackschnitzel oder Stückholz nach der Ernte im Wald verbrannt und über KWK-Technologie in elektrische und Wärmeenergie umgewandelt und zur Gebäudeheizung oder Warmwasserbereitung genutzt werden. Mit der KWK-Technologie wird ein Gesamtnutzungsgrad von rund 80 % erzielt, unterteilt in elektrische und Wärmeenergie (Erdmann 2010). Bei Holzhackschnitzeln kann man anhand der Herkunft zwischen Waldhackschnitzeln, Sägewerkshackschnitzeln oder Rindenhackschnitzeln unterscheiden. Außerdem können zusätzlich Pappelholz, Weidenholz oder Altholz als Hackgut verarbeitet werden. Dank der Förderung des BAFA (Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle) gibt es immer mehr vollautomatisierte Verbrennungsanlagen mit einem Wirkungsgrad bis zu 90 %. Durch Erwärmen von Wasser in größeren Öfen und ggf. in Kombination mit Solaranlagen werden Mehrfamilienhäuser über eine zentrale Anlage beheizt (Runkel 2008).

Neben Holz aus dem Wald werden auch Nebenprodukte der Holzindustrie wie beispielsweise Sägespäne, Sägemehl oder Industriehackschnitzel energetisch verwertet. Zahlreiche Pellethersteller sind aus diesem Grund zumeist in der Umgebung von Säge- und Hobelwerken ansässig. Bei der Herstellung von Holzpellets müssen die Späne zunächst mittels Wärme aus einem angeschlossenen Biomasseheizkraftwerk auf ungefähr 10 % ihres Wassergehalts getrocknet werden. Nach der Reinigung werden die Späne in einer Mühle zerkleinert und unter hohem Druck zu Pellets gepresst. Abschließend werden diese Pellets auf eine einheitliche Länge von 5-6 mm zugeschnitten. Im Durchschnitt und je nach chemischen Holzeigenschaften erreichen 1 kg Holzpellets mit ca. 17 MJ/kg den Brennwert von 1/2 l Heizöl. Abhängig von Wärmenutzung und Präferenzen sind drei Sorten von Holzpellets erhältlich (Pellet-Brenneraufsätze, -Öfen, -Zentralheizungen) (FNR 2014).

Holzbriketts werden in einem ähnlichen Verfahren wie Holzpellets hergestellt. Bei der Brikettierung werden beispielsweise Sägespäne in Stäbe-, Quader- oder Kantholzformen gepresst und um etwa 30 % verdichtet. Holzbriketts werden bevorzugt gegenüber Stückholz in Kaminen und Öfen in Privathaushalten verwendet. Für besseren Transport, Lagerung und längere Brenndauer wird der Energiegehalt mittels Torrefizierung bei 250 - 300°C erhöht (Hartmann 2009).

Die Nutzung von Stroh als Einstreu ist eine traditionelle, bewährte Verwendungsmöglichkeit. Nach der Getreideernte verbleibt das Stroh zumeist im Feld und wird wegen seines Stickstoff- bzw. Mineralgehalts sowie der Bildung von Humus häufig als Dünger genutzt. Daneben wird Stroh auch direkt energetisch durch Verbrennung genutzt oder wie in Dänemark und Großbritannien zuvor zu Pellets gepresst. In Deutschland wurden in der letzten Zeit zahlreiche Forschungen über Strohvergasungsverfahren durchgeführt. Diesem Verfahren kommt eine immer größer

werdende wirtschaftliche Bedeutung (Kaltschmitt 2009) zu. Außerdem können Energiepflanzen wie Switchgras oder Miscanthus und Nebenprodukte wie getrocknete Schlempe aus der Vergärung von Weizen, Rapskuchen oder Bioabfälle energetisch verwertet werden. Diese energetische Verwertung steht allerdings ggf. in Konkurrenz zu ökonomisch und ökologisch sinnvollen Nutzungsalternativen wie beispielsweise der Herstellung von Dünge- oder Futtermitteln. In der Ukraine werden fast 400.000 t der Pressreste von Sonnenblumenöl für die energetische Nutzung zu Pellets gepresst (FNR 2014). Für die Zukunft wird die Betrachtung der energetischen Nutzung der Biomasse in einem gesamtheitlichen Bioraffineriekonzept empfohlen, um eine Verbesserung der ökonomischen und ökologischen Bewertung zu erreichen.

4.2.2 Biokraftstoffe

Die klassische Nutzung der Biomasse als fester Brennstoff wurde bereits sehr weit optimiert. Im Bereich der Verflüssigungs- oder Vergasungsverfahren hat die Forschung hingegen noch einen langen Weg zurückzulegen. Bei der Verflüssigung nachwachsender Rohstoffe werden Kraftstoffe hergestellt; so werden beispielsweise Methylesterderivate aus Pflanzenölen als Dieselerersatz genutzt. Die Herstellung von Raps-Methylestern (RME) wird in Deutschland bereits in großem Umfang betrieben. Außerdem werden Alkohole wie Methanol und Ethanol aus Stärke oder Zucker den Kraftstoffen für die Verbrennung in Ottomotoren beigemischt. Zum Schutz vor Korrosion ist in der EU lediglich ein Zusatz von 5 % Ethanol vorgeschrieben. Im Gegensatz dazu wird bei der Vergasung bzw. Pyrolyse Biomasse unter Ausschluss von Sauerstoff thermisch behandelt. Auf diese Weise entsteht eine Synthesegas-Mischung aus Wasserstoff, Methan und Kohlenstoffmonoxid (FNR 2014). Aus dieser Mischung können Strom und Wärme hergestellt werden.

Die Vor- und Nachteile der Förderung von Biokraftstoffen wurden in letzter Zeit intensiv diskutiert; auch die weltweiten Nahrungsmittelkrisen sowie mögliche negative ökologische und soziale Auswirkungen wurden bewertet. Diese Diskussion zwischen Tank oder Teller hat viele Regierungen dazu angeregt, die Förderung von Biokraftstoffen zu überdenken. Weitere Studien haben sich auf Untersuchungen über den potentiellen Einfluss von Biokraftstoffen auf die Preisschwankungen fossiler Kraftstoffe fokussiert (Serra 2013). Abbildung 21 zeigt die zehn führenden Länder der Produktion von Biokraftstoffen im Jahr 2018. Die USA zählen mit ca. 38 Mio. t Öläquivalenten zu den größten Produzenten von Biokraftstoffen. Die Biokraftstoffproduktion in Deutschland liegt nach den USA, Brasilien und Indonesien

auf dem vierten Platz und belief sich im Jahr 2018 auf rund 3,44 Mio. t Öläquivalente (BMW i, 2019).

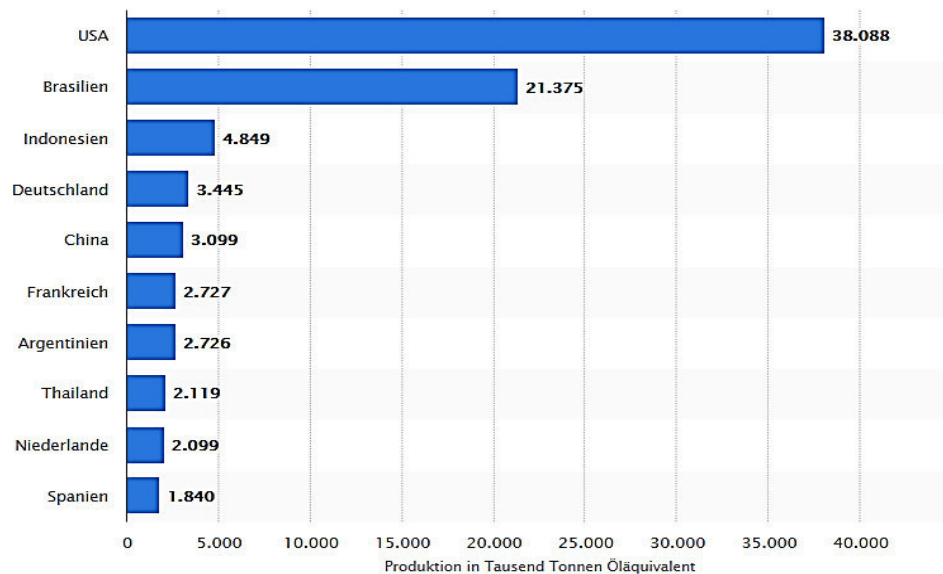


Abbildung 21: Produktion von Biokraftstoffen der Top 10 Länder im Jahr 2018 (in 1.000 t Öläquivalent) (BMW i 2019)

In Deutschland stieg der Anteil von Biokraftstoffen bzw. erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch des Verkehrs in den Jahren 2000 bis 2018 von 0,5 % im Jahr 2000 auf etwa 7,5 % in 2007 und sank dann auf ca. 6,6 % im Jahr 2018. Wie in Abbildung 22 zu sehen ist, betrug der Anteil der Biokraftstoffe am gesamten Energieverbrauch des Verkehrs im Jahr 2009 in Deutschland lediglich 2,4 %. Diese Abnahme ist der wachsenden Besteuerung und den festgelegten Mischungsquoten geschuldet (BMW i 2019).

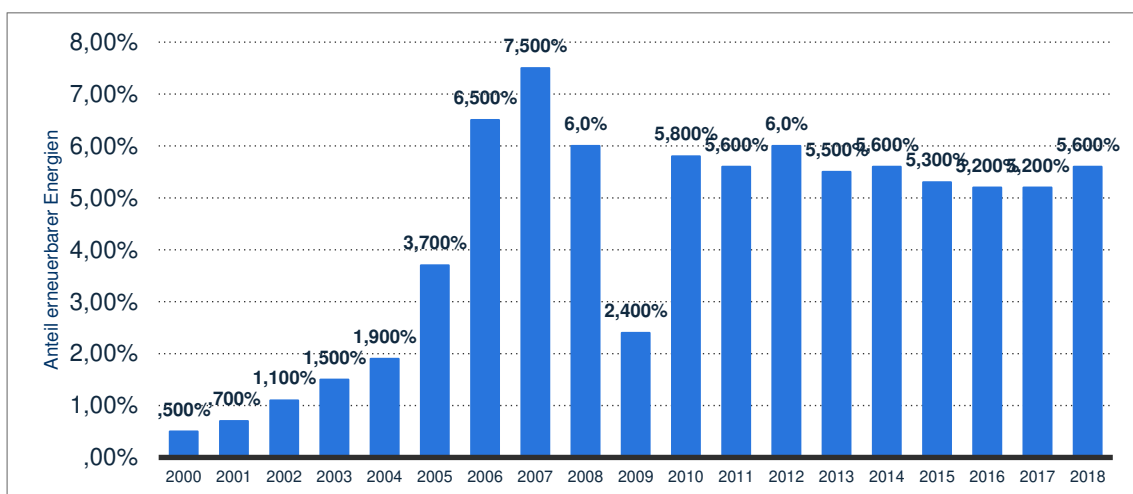


Abbildung 22: Biokraftstoffe: Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch des Verkehrs in Deutschland in den Jahren 2000 bis 2018 (eigene Darstellung nach BMW i 2019)

Grundsätzlich unterscheidet man zwischen drei verschiedenen Hauptkonversionsverfahren: physisch-chemische Verfahren (z. B. Pressung und Extraktion), biochemische Verfahren (z. B. alkoholische Fermentation und Gärung) und thermochemische Verfahren (wie Pyrolyse, Vergasung und Verbrennung). Die erzeugten Produkte können zusätzlich zu Diesel und Ottokraftstoff auch Kerosin und Schiffstreibstoffe substituieren (Kaltschmitt 2009). Eine weitere viel diskutierte Möglichkeit für die Produktion biobasierter Diesel- und Ottokraftstoffe sowie Kerosin ist die Verwendung von Algen als Rohstoff. Zahlreiche Pilotprojekte wurden in diesem Bereich weltweit gefördert und durchgeführt. Bei der Bewertung von Algentechnologien wurde die Landnutzung positiv diskutiert, allerdings stellen die Energiebilanz und somit die Herstellungskosten ein großes Hindernis bei der Wettbewerbsfähigkeit dar (Kröger 2012). Biomass-to-Liquid (BtL) ist eine weitere neue Technologie, um zukünftig hochwertige reine Biokraftstoffe herstellen zu können; diese wird zurzeit in Pilotanlagen im Hinblick auf die hohen Investitions- und Produktionskosten optimiert. Trotz der enormen Förderungen und Bemühungen gibt es bis dato keine marktfähigen großtechnischen Produktionsanlagen. Rohstoffe für BtL sind holzartige Biomasse, Stroh sowie Restholz. Im Verfahren kann die gesamte Pflanze nach vorgeschalteter Vorbereitung verwendet werden. Die Rohstoffe müssen zunächst durch thermochemische Vergasung und anschließende Gasreinigung in Synthesegas umgewandelt werden. Das Synthesegas kann mit dem Fischer-Tropsch-Verfahren zu BtL-Kraftstoffen weiterverarbeitet werden (Sunde 2011). Nach der Einbeziehung der Luftfahrt in den europäischen Emissionshandel ab 2012 und aufgrund der Verpflichtung, die Treibhausgas-Emissionen im Jahr 2050 gegenüber dem Stand 2005 auf 50 % zu reduzieren, gewinnen Biokraftstoffe weiteres Interesse. Sie können in Zukunft eine wesentliche Rolle als Alternative für Luft- und Schifffahrtskraftstoffe darstellen. So wurden in den letzten Jahren mehrere erfolgreiche Testflüge mit Biokerosin durchgeführt. Im Bereich der Schifffahrt könnten Motoren mit einer Vielzahl preisgünstiger Biokraftstoffe betrieben werden. Allerdings besteht bislang eine zu geringe Motivation an der Nutzung von Biokraftstoffen im Schifffahrtsbereich, da sowohl das öffentliche Interesse als auch der gesetzliche Druck zu gering sind (Aireg 2012).

Ottokraftstoffe:

Ottokraftstoffe werden in Ottomotoren (Verbrennungsmotoren mit Fremdzündung) genutzt. Sie unterscheiden sich gegenüber dem Dieselmotorkraftstoff in Klopffestigkeit, Energiegehalt und besserer Rückstandsbildung im Motorsystem. Bioethanol spielt im Gegensatz zu Biomethanol und Biobutanol bei der Herstellung von Ottokraftstoffen eine große Rolle. Der Bioethanolverbrauch in Deutschland stieg mit steigender

Quotenverpflichtung zwischen 2007 und 2011 von 0,45 Mio. auf 1,2 Mio. t und wurde im Jahr 2012 an mehr als 336 Tankstellen verkauft (FNR 2014).

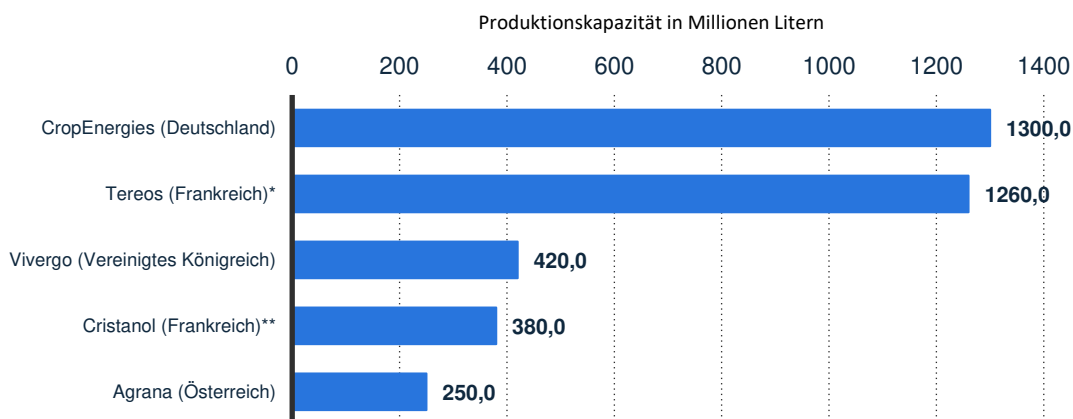


Abbildung 23: Größte Bioethanolproduzenten nach Produktionskapazität in Europa im Jahr 2017 (in Mio. Litern) (eigene Darstellung nach BMWi 2019)

Abbildung 23 zeigt die größten Bioethanolproduzenten nach Produktionskapazität in Europa im Jahr 2017. Die Kapazität des in Deutschland ansässigen Unternehmens Crop Energies zur Herstellung von Bioethanol betrug rund 1300 Mrd. Liter und zählt in Europa als Vorreiter. Tereos aus Frankreich kommt an zweiter Stelle und produzierte im Jahr 2017 ca. 1260 Mrd. Liter (BMWi 2019).

Bioethanol wird zurzeit aus einer Vielzahl verschiedener Rohstoffe hergestellt. Neben Stärke, Zucker und Cellulosepflanzen wird Bioethanol aus Reststoffen und Abfällen produziert. Die bedeutendsten und wichtigsten Nutzpflanzen für die Bioethanolproduktion in Deutschland sind Weizen, Zuckerrübe und Mais. Außerdem können noch andere kohlenhydratreiche Pflanzen (Triticale, Zuckerrohr, Roggen, Gerste, etc.) als Rohstoffe für die Bioethanol-Herstellung genutzt werden. Hierbei können Rohstoffe mit einem hohen Zuckergehalt direkt fermentiert werden (alkoholische Vergärung). Im Gegensatz dazu müssen Rohstoffe mit langkettiger Stärke in einem enzymatischen Aufschluss zu Zucker umgewandelt werden, bevor die Umsetzung im Fermenter zu Ethanol erfolgen kann. Eine abschließende Aufkonzentrierung durch Destillation (bis zu 99 %) liefert ein marktfähiges Bioethanol (Kaltschmitt 2009). Anfallende Rest- und Nebenprodukte können in Biogasanlagen oder als Düngemittel und Tierfutter verwertet werden. Bei Einsatz verschiedener Mikroorganismen im Fermentationsprozess können auch andere Alkohole wie Methanol oder Biobutanol mit unterschiedlichen Konzentrationen erzeugt werden.

Biomethanol kann zusätzlich zu Bio-Synthesegas bzw. zu Biomethan hergestellt werden (Lang 2001).

Biodieselskraftstoff:

Biodiesel oder Agrodiesel ist ein Gemisch chemischer Fettsäuremethylester und stellt eine Alternative zum fossilen Dieselskraftstoff dar. Grundsätzlich wird Biodiesel durch Umesterung von pflanzlichen oder tierischen Ölen und Fetten mit Alkoholen wie Ethanol und Methanol gewonnen. Biodiesel kann im entsprechenden Verhältnis mit Petrodiesel gemischt werden (Kaltschmitt 2009). Abbildung 24 zeigt die weltweit wichtigsten Länder von Biodiesel nach Produktionsmenge im Jahr 2018. Die USA zählten 2018 mit 6,9 Mrd. Litern zu den größten Biodieselsproduzenten der Welt, gefolgt von Brasilien mit 5,4 Mrd. Litern. Deutschland erreichte 2018 mit 3,5 Mrd. Litern Biodiesel den vierten Rang nach Indonesien (BMWi 2019). Fettsäuremethylester, bekannt als Biodiesel, wird hauptsächlich aus der Umesterung von Pflanzenölen oder tierischen Fetten (Biolipids) mit Methanol gewonnen.

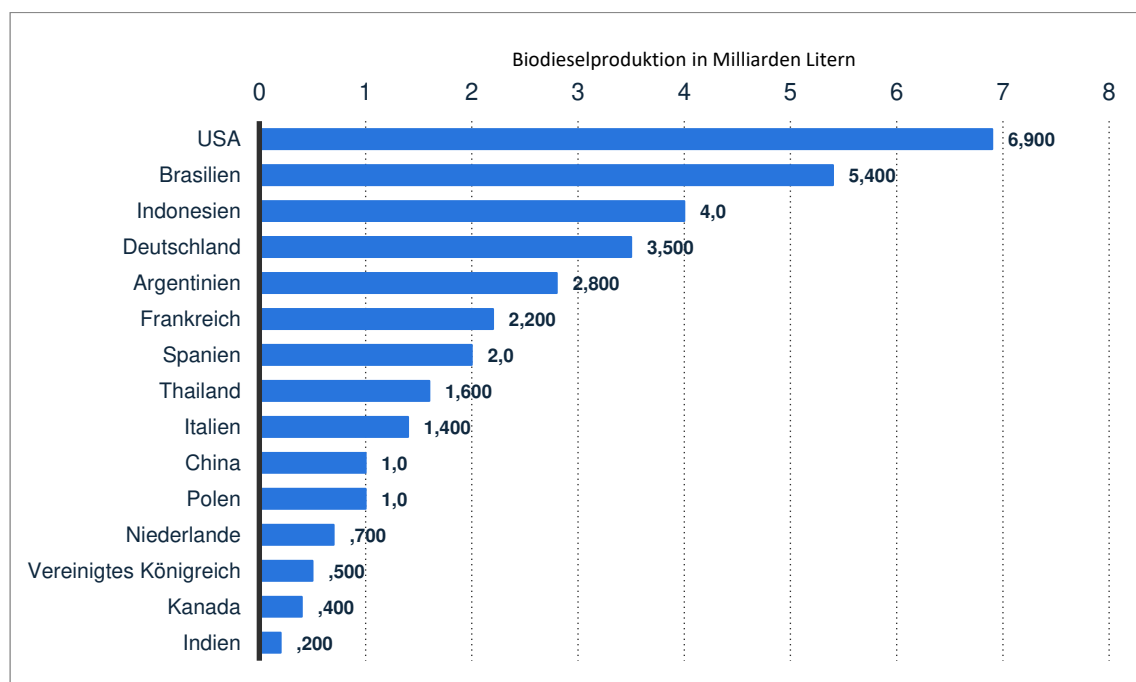


Abbildung 24: Wichtigste Länder weltweit nach Produktionsmenge von Biodiesel im Jahr 2018 (in Milliarden Liter) (BMWi 2019)

Das Umesterungsverfahren wird mit Hilfe von Katalysatoren wie Natrium- oder Kaliumhydroxid durchgeführt. Die Nebenprodukte Glycerin und Wasser müssen abschließend entfernt werden. Biodiesel kann als Reinkraftstoff (B100) oder als

Beimischung verwendet werden. In Deutschland stieg der Verkauf von Biodiesel bis 2007 kontinuierlich; danach brach der Absatz reiner Biodieselskraftstoffe aufgrund der Besteuerung zusammen (FNR 2014).

In Deutschland wird für die Produktion von Biodiesel hauptsächlich Rapsöl mit einem Anteil von ca. 87 % eingesetzt. Es folgen mit 7 % Altspeiseöle und tierische Fette, mit 3 % Sojaöl und mit 1 % Palmöl. Sonnenblumenöl ist weltweit ein weiterer bekannter Rohstoff für die Biodieselproduktion. Leindotter, Jatropha und Algen spielen hingegen bisher keine bedeutende Rolle als Rohstoffe (VDB 2012). Aus Abbildung 25 wird ersichtlich, dass die Produktion von Biodiesel weltweit von rund 720 000 t im Jahr 2000 auf 31,84 Mio t im Jahr 2016 anstieg. In Deutschland lag die Produktion von Biodiesel zwischen 2011 und 2016 zwischen 3 und 3,15 Mio. t (BMW i 2019). In Südostasien und Afrika wird Jatrophaöl als vielversprechender Rohstoff für die Biodieselproduktion diskutiert. Es gibt bereits zahlreiche lokale Projekte mit der Beteiligung von Kleinbauern und Biodieselproduzenten. Allerdings wurden bisher keine ausreichenden Mengen Jatrophaöl produziert, um die hohen Erwartungen des Marktes zu erfüllen (FNR 2014).

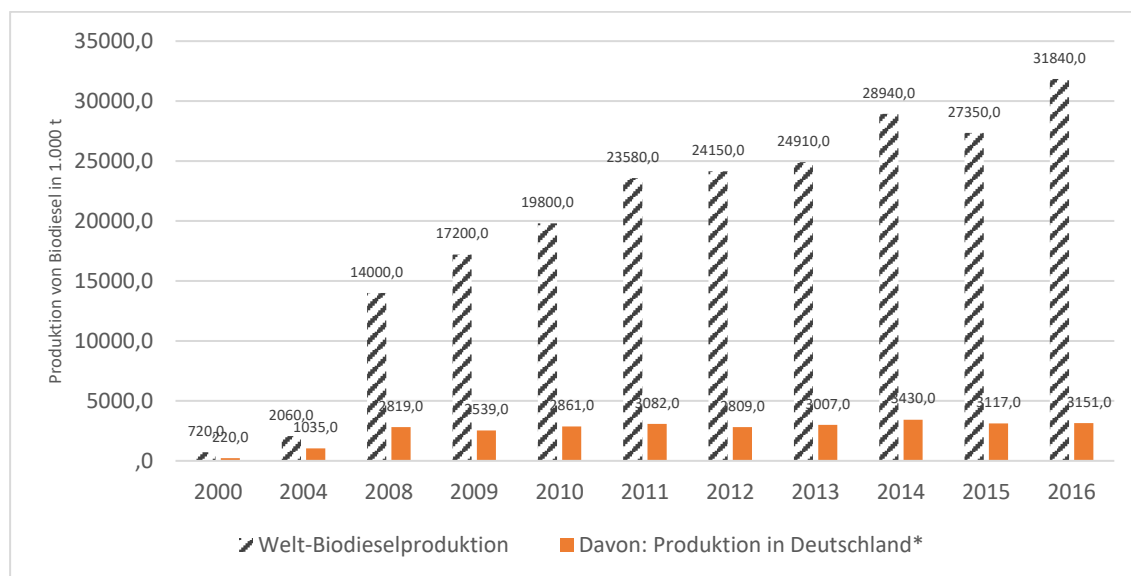


Abbildung 25: Produktion von Biodiesel weltweit und in Deutschland im Zeitraum von 2000 bis 2016 (in 1.000 t) (BMW i 2019)

Hydrierte Öle und Fette

Eine weitere mögliche Alternative zum fossilen Dieselskraftstoff ist die Nutzung hydrierter Öle und Fette (HVOs). HVOs können durch eine katalytische Reaktion von

vorbehandelten Pflanzenölen mit Wasserstoff gewonnen werden. Nach dem heutigen Stand der Technik ist eine gemeinsame Co-Hydrierung von biogenen und Mineralölen möglich (Kaltschmitt 2009).

4.2.3 Beispiele für eine Umweltbewertung von Biokraftstoffen

Für die Bewertung der energetischen Nutzung der Biomasse wurden verschiedene Indikatoren benutzt. Beispiele für Energieverbrauchs-Indikatoren bei Ökobilanzstudien von Biokraftstoffen sind fossile Energie, Sekundärenergie, kumulierter Energieaufwand und Netto-Energiebilanz. Die Auswahl des passenden Indikators ist häufig von Motivation und Ziel(setzung) der Forschungsfrage abhängig. Arvidsson et al. haben die Unterschiede zwischen diesen Indikatoren untersucht und auf den Lebenszyklus des Energieverbrauchs von Palmölmethylester angewandt. Die Ergebnisse fielen erwartungsgemäß deutlich unterschiedlich aus. Die Studie zeigt allerdings die Bedeutung der Indikatorauswahl je nach Ziel und Umfang der einzelnen Studien (Arvidsson 2012).

Ein Grund, warum viele LCA-Wissenschaftler ihre Studien auf Bioethanol konzentrieren, ist die Verfügbarkeit der Produktionsdaten und die große Anzahl an Produktionsanlagen, die zurzeit in Betrieb sind. Ein Großteil dieser Veröffentlichungen konzentriert sich auf Energiebilanz und Treibhausgasemission. Im Allgemeinen wird ein ökobilanzieller Vergleich meistens zwischen Biokraftstoffen und den jeweiligen petrochemischen Referenzkraftstoffen Benzin, Diesel oder Erdgas durchgeführt. Andere Studien hingegen vergleichen Biokraftstoffe direkt miteinander. Hier werden Rohstoffe, Verfahren und die Kombinationen zwischen diesen verglichen, um die Produktion zu optimieren. Andere Untersuchungen zeigten bei LCA-Studien in Bezug auf Energiebilanz und Treibhausgasemissionen unterschiedliche Ergebnisse für den gleichen Biokraftstoff. So zeigen beispielsweise die meisten Studien, dass Bioethanol aus Mais weniger Treibhausgasemissionen als fossile Energie verursacht, während andere die eingesetzte Energie für die Bioethanol-Produktion aus Mais größer als den Energiegehalt von Bioethanol selbst schätzen (Cherubini 2009). Die Ergebnisse fallen möglicherweise aufgrund abweichender Annahmen, Systemgrenzen und Ansätze unterschiedlich aus (Blottnitz 2007). Bedingt durch das aktuelle politische Interesse wurden in den letzten Jahren mehrere Aufträge zur Durchführung von Studien und Beurteilungen der Biokraftstoffe vergeben. Im Jahr 2007 wurde im Auftrag der Schweizer Bundesverwaltung (Bundesamt für Energie BFE, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bundesamt für Landwirtschaft BLW) eine umfassende Studie über Biokraftstoffe initiiert (Zah 2007).

Diese Studie betrachtet verschiedene nationale sowie internationale Technologien und Rohstoffe zur Produktion von Ethanol, Biodiesel und Biogas. Die wichtigsten Ergebnisse dieser Studie sind in Abbildung 26 zu sehen. Sie zeigt den Treibhauseffekt in kg CO₂-Äquivalenten pro Personenkilometer, abhängig von der Art des Kraftstoffs und von der Art und Herkunft des Rohstoffs: Es ist möglich, bis zu 80 % Treibhausgas einsparungen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen zu erzielen. Der Biomasseanbau erzeugt hierbei zwar die größten Treibhausgasemissionen, dennoch lässt sich beobachten, dass mit hoher Ausbeute aufgrund des Orts und der klimatischen Bedingungen insgesamt geringere Emissionen verursacht werden. Dies gilt z. B. für Zuckerrohr aus Brasilien.

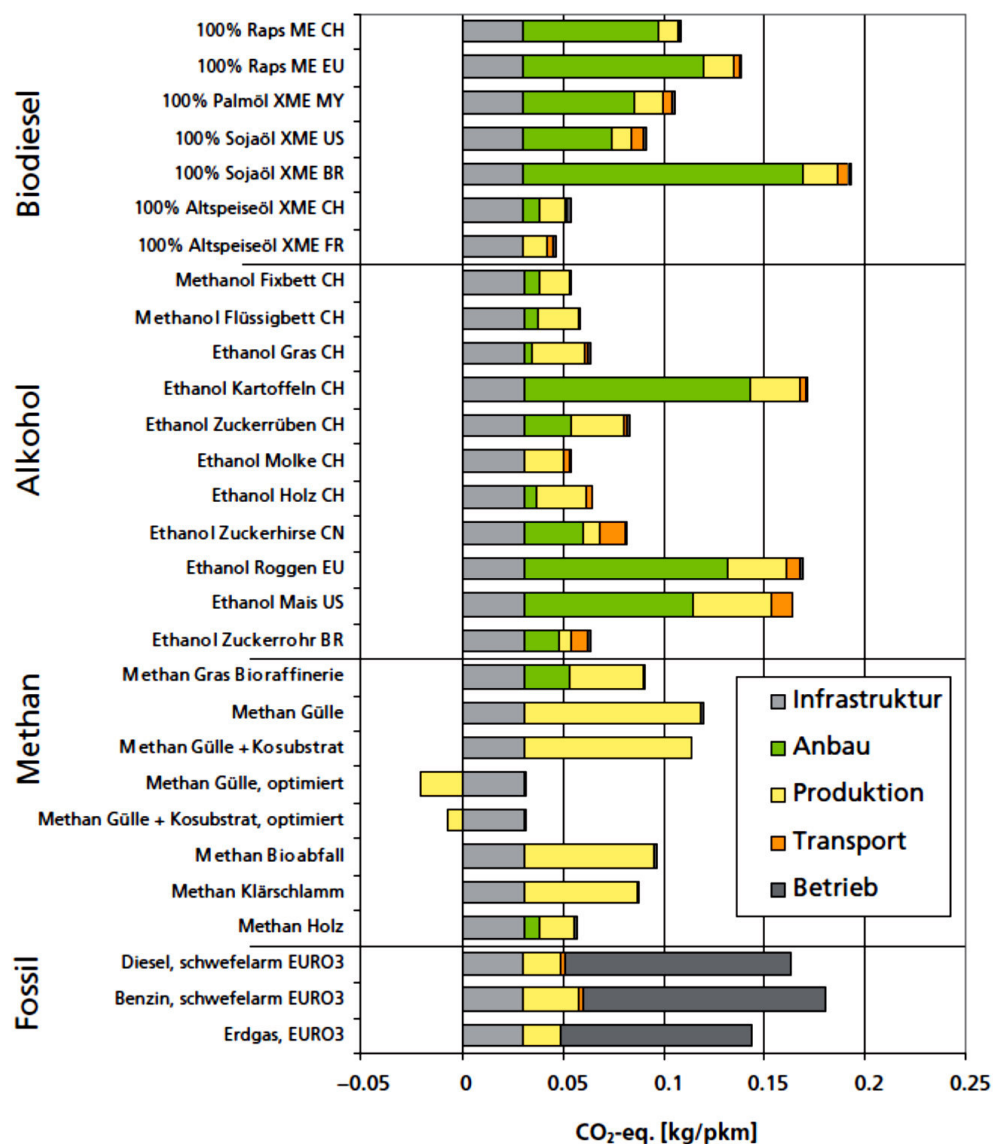


Abbildung 26: Vergleich der Treibhausgasemissionen von Biotreibstoffen aus unterschiedlichen Biomassen im Vergleich mit fossilen Treibstoffen (Zah 2007).

Im Gegensatz dazu bedingen geringe Hektarerträge und ein hoher Einsatz von Stickstoffdünger einen negativen Umwelteinfluss, wie etwa bei Mais in den USA. Transporte tragen höchstens einen Anteil von 10 % zu den Gesamtemissionen bei; bei Verschiffung oder Pipelines ist dies meist nicht relevant. Mit der Annahme der CO₂-Neutralität (CO₂ wird beim Pflanzenwachstum gebunden und bei der Nutzung freigegeben) werden keine Treibhausgasemissionen für die Nutzungsphase mit Bioenergie berücksichtigt (Zah 2007).

Der Transportsektor in den USA verursacht ungefähr 30 % der jährlichen CO₂-Emissionen, wobei mehr als die Hälfte des Kraftstoffs importiert wird. Die Nutzung der Biokraftstoffe erscheint als vielversprechende Option, um die Emissionen zu reduzieren. Die Produktion von Ethanol aus Lignocellulose wurde stark empfohlen und gefördert, während getreidebasiertes Ethanol kritisiert wurde. Unter anderem wurden Holzhackschnitzel als einer der vielversprechendsten Rohstoffe zur Produktion von Transportbiokraftstoffen betrachtet (Neupane 2011). Cherubini zeigte, dass der Anbau von Biomasse die stärksten Umweltwirkungen während des gesamten Lebenszyklus der Ethanol-Produktion hat. Der Grund dafür ist die Verwendung fossiler Ressourcen für Dünger, Verarbeitung und Transport beim Biomasseanbau.

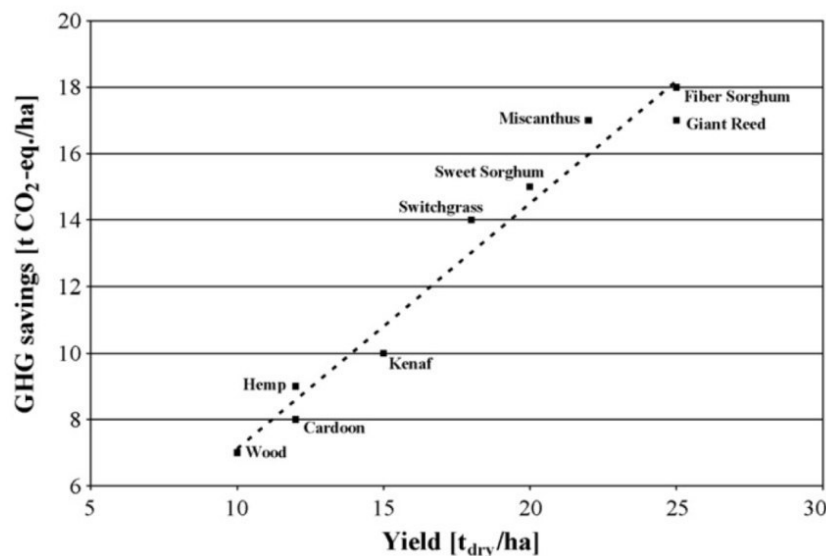


Abbildung 27: Einsparungen von Treibhausgasen pro Hektar in Abhängigkeit von verschiedenen Lignocellulose-Quellen und Ernteerträge (Cherubini 2009).

In Abbildung 27 sehen wir die Treibhausgas (THG)-Einsparungen pro Hektar, je nach Ernteerträgen: je höher Ertrag ausfällt, desto höher ist auch die Menge der THG-Einsparungen. In der Regel sind die Ausbeuten für Raps, Mais und Weizen in den meisten europäischen Ländern sehr gut (Cherubini 2009). Insgesamt sind die fossilen

Energie-Inputs für Biokraftstoffe aus Öl oder Getreide höher als bei holzbasierter Strom- und Wärmeerzeugung. Dies liegt einerseits an der Anbauphase, die für den höchsten Anteil der Energie-Inputs verantwortlich ist. Öl und Getreide benötigen höhere Anbau-Inputs als die Holzernte. Andererseits erfordert die Produktion von Biokraftstoffen zusätzliche energieintensive Produktionsphasen (z. B. Hydrolyse und Gärung bei Bioethanol, Umesterung oder Hydrierung bei Biodiesel), während die Produktion von Strom und Wärme aus Holz- oder Biomasseresten sich nur auf das Sammeln, Trocknen und die Nutzung beschränkt (Cherubini 2009).

In der Arbeit von Wiloso wurden 22 wissenschaftliche LCA-Studien über Bioethanol der zweiten Generation von 14 verschiedenen Rohstoffen aus Lignocellulose-Biomasse zwischen 2005 und 2011 untersucht. Die Untersuchungen gelangen zu dem Schluss, dass diese zweite Generation des Bioethanols trotz der nicht homogenen Systeme und Systemkomponenten im Vergleich zu fossilen Rohstoffen bessere Leistungen hinsichtlich der globalen Erwärmung erzielen (Wiloso 2012).

Emmenegger et al. haben verschiedene Veröffentlichungen verglichen, die die energetische Nutzung von Biomasse betrachten. Trotz vielversprechender Optionen zur Reduzierung der nicht erneuerbaren Energien und Emissionen des fossilen Kohlenstoffdioxids muss die Nutzung von Biomasse auch kritisch betrachtet werden. Die energetische Nutzung von Biomasse erzeugt zusätzlich zu den negativen Auswirkungen auf das Klima noch verschiedene andere Umweltprobleme, wie beispielsweise Landnutzung und landwirtschaftliche Emissionen. Zusammenfassend kommt Emmenegger zu dem Schluss, dass Bioenergie nicht generell als umweltfreundlich bezeichnet werden kann. Das Nutzen von Bioabfällen zur Energiesteigerung ist in den meisten Fällen vorteilhaft, wohingegen die Nutzung landbasierter Energiepflanzen aus ökologischer Sicht ungünstig ist. Neue technologische Prozesse, insbesondere diejenigen, die zur Reduktion von Methangasen in der Biogasproduktion führen, zeigen, dass noch Verbesserungspotential für die Herstellungskette von Biotreibstoffen vorhanden ist. Wird die indirekte Landnutzung jedoch in den Ökobilanzen mitberücksichtigt, dann übertreffen die meisten Biotreibstoffe aus landbasierten Energiepflanzen im Vergleich zu fossilen Treibstoffen die Umweltauswirkungen erheblich. Methodische Herausforderungen existieren weiterhin, wie die direkten und indirekten Landnutzungsemissionen und deren Anteil zur Bioenergieproduktion oder der Einfluss von Schwermetallflüssen auf die Bewertung von Bioenergie. Die Beispiele in der Veröffentlichung zeigen aber auch, dass eine Legalisierung basierend auf Ökobilanzen eine politische Ebene benötigt, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Darüber hinaus müssen flächendeckende Informationen in die

Ökobilanzen miteinfließen, so dass Bioenergieproduktionen besser geplant und bewertet werden können (Emmenegger 2012).

Yu Bai et al. haben die Umweltbelastung beim Einsatz von Ethanol als Kraftstoff analysiert und einen Vergleich von Benzin E10, E85 und E100 aus Switchgrass vorgenommen. E85 besteht beispielsweise aus 85 % wasserfreiem Ethanol und 15 % herkömmlichem Benzin. Als funktionelle Einheit wurde das Fahren eines Mittelklassewagens für 1 km definiert. Abbildung 28 zeigt die Ökobilanzergebnisse des Kraftstoffs Bioethanol im Vergleich zu Benzin. Auch hier ist zu sehen, dass das Treibhauspotential bei Biokraftstoffen kleiner als bei herkömmlichem Benzin ist, wobei E85 deutlich geringere Treibhausgasemissionen als E10 verursacht (Bai 2010).

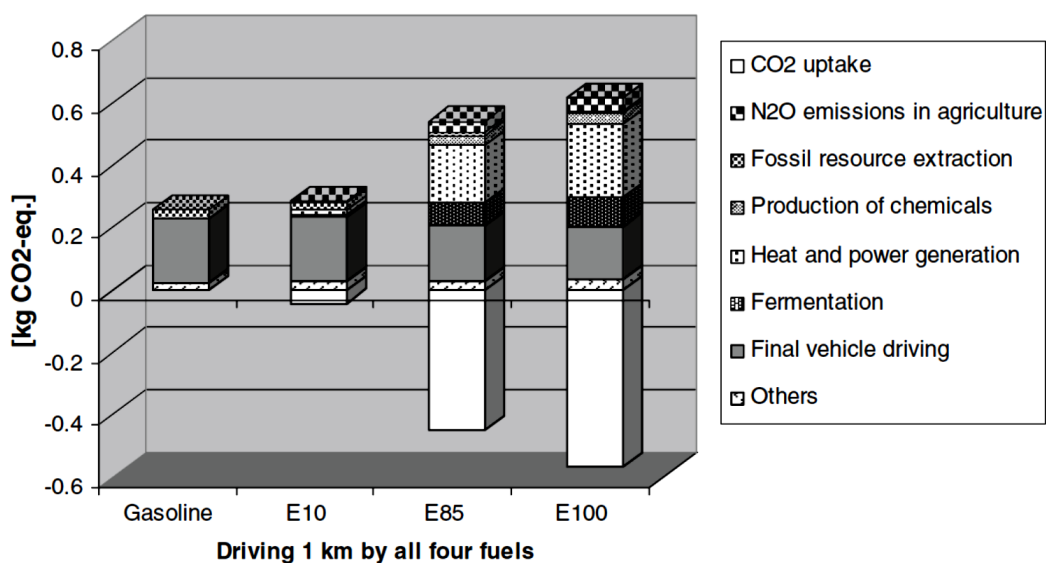


Abbildung 28: Ökobilanzergebnisse des Kraftstoffs Bioethanol im Vergleich zu Benzin, FE= Fahren eines Mittelklassewagens für 1 km (Bai 2010)

González-García et al. fokussieren sich in ihrer Studie auf die Ermittlung von Umweltauswirkungen bezogen auf die Produktion und Nutzung von Ethanol-basierten Treibstoffen (E10 und E85). Diese Studie soll aufzeigen, dass die Ergebnisse einer Ökobilanz stark von der gewählten funktionellen Einheit mit den jeweils einbezogenen Unsicherheiten abhängig sind. Die Verwendung von E10 und E85 reduziert zwar sowohl die Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen als auch die Treibhausgasemissionen, steigert allerdings den Beitrag zur Entstehung von photochemischen Oxidantien, zur Versauerung und zur Eutrophierung. Die Studie kommt zum Ergebnis, dass E85 die beste Option bezüglich der globalen Erwärmung, der Einsparung fossiler Brennstoffe und der Entwicklung photochemischer Oxidantien darstellt. Trotzdem wurden Unterschiede in Bezug auf Versauerung und Eutrophierung vorhergesagt, abhängig von der gewählten funktionellen Einheit. Demnach bietet E10 in beiden Kategorien

eine bessere Umweltperformance als E85, wenn die gefahrene Distanz als funktionelle Einheit angenommen wird. Ein entgegengesetztes Resultat wird erreicht, wenn die Masse von Ethanol als funktionelle Einheit herangezogen wird. Daher ist die Wahl der besten Mischung (E10 oder E85) im Hinblick auf den Umweltaspekt stark abhängig von der Wahl der funktionellen Einheit (González 2009).

Cavalett et al. haben Umweltauswirkungen von Ottokraftstoff und Ethanol aus Zuckerrohr in Brasilien untersucht. Das Hauptziel der Studie war es jedoch, herauszufinden, wie und wie weit die Umweltleistung durch Verwendung unterschiedlicher Wirkungsabschätzungen beeinflusst wird. Als Studienresultat ergab sich letztendlich durch verschiedene Ökobilanzmethoden, dass Ethanol im Vergleich zu fossilen Ottokraftstoffen geringere Umweltauswirkungen in den wichtigen Kategorien wie globale Erwärmung, Nutzung fossiler Energieträger und Abbau der Ozonschicht aufweist. Trotz alledem weist Ethanol größere Umweltauswirkungen in Bezug auf Versauerung, Eutrophierung, Entstehung photochemischer Oxidantien und die Landnutzungskategorien auf. Nach Einzelauswertungen von Indikatoren zeigte Ethanol bessere Leistungen durch Nutzung von ReCiPe-Endpunkt-LCA-Methoden als fossile Ottokraftstoffe (Cavalett 2013).

Eine andere Studie untersucht Umweltauswirkungen bezogen auf potentielle Zukunftsenergiesysteme in Dänemark. Dazu wurden größtenteils Energien aus Wind und Biomasse mit Hilfe von Ökobilanzen ausgewertet. Basierend auf das Bezugsjahr 2008 wurden Energieszenarien und deren Umweltauswirkungen für die Jahre 2030 und 2050 berechnet. Für 2050 wurden drei Alternativen für die Versorgung mit Transporttreibstoffen betrachtet; diese waren fossile Rohstoffe, Rapsöl-basierter sowie Fischer-Tropsch-basierter Biodiesel. Das Ergebnis dieser Studie zeigte, dass die Treibhausgasemissionen bei vermehrter Nutzung von Wind, Resten von Biomasseressourcen sowie durch eine Elektrifizierung des Transportsektors spürbar reduziert werden konnten. Energiepflanzen für die Produktion von Biotreibstoffen und die Verwendung derselben für Schwertransporte waren verantwortlich für die stärksten Umweltauswirkungen in den 2050er Szenarien. Die Verwendung von Diesel aus fossilen Rohstoffen im Transportsektor ist, bezogen auf Versauerung, Eutrophierung und die Landnutzung, laut der Ergebnisse vorteilhafter als Biodiesel. Bezüglich der globalen Erwärmung ist die Biodieselproduktion aus Fischer-Tropsch vergleichbar mit Diesel aus fossilen Rohstoffträgern (Tonini 2012).

4.3 Stoffliche Nutzung der Biomasse

Neben der energetischen Nutzung der Biomasse ist die stoffliche Nutzung von wichtiger Bedeutung für Politik, Wirtschaft und somit auch für die Forschung. In der deutschen chemischen Industrie sind ca. 12,7 % der eingesetzten Grundstoffe nachwachsende Rohstoffen wie pflanzlichen Ölen, Stärke, Zucker oder Cellulose (FNR 2014). Die Entwicklung traditioneller Marktsegmente der stofflichen Nutzung von Biomasse wie Pappe, Papier, Kartonage, Baustoffe, pharmazeutische Produkte, Oleochemie (Bioschmierstoffe) sowie Wasch- und Körperpflegemittel gilt als sehr fortgeschritten; in den letzten Jahren wurden weitere Optimierungen im Hinblick auf Produkteigenschaften, Recycling und Energieverbrauch erforscht. Neu auf dem Markt sind biobasierte Chemikalien und daraus resultierende Kunststoffe und Verbundwerkstoffe. Der Einführung dieser neuen Produkte stellen sich verschiedene Hürden in den Weg. Zunächst stellen die Preise von Rohstoffen und Energie eine große Herausforderung dar; diese Kosten spiegeln die Preise des Endprodukts wider und resultieren in einem nicht marktfähigen Industriezweig. Grundsätzlich besteht ein Wettbewerb zwischen günstigen fossilen Rohstoffen einerseits und Nahrungsmitteln und der stark geförderten energetischen Nutzung von Biomasse andererseits. Die nächste Herausforderung ergibt sich aus der Anforderung nach der Verfügbarkeit und der konstanten Qualität bei der Produktion. Abschließend muss die Prozesstechnik weiterentwickelt und ausgebaut werden; viele Prozesse müssen neu entwickelt und bereits vorhandene Technologien und Verfahren angepasst werden. Tabelle 4 zeigt, welche internationalen Firmen bestimmte biobasierte Verfahren entwickeln, um biobasierte Chemikalien zu produzieren. Die Chemikalien sind nach Kohlenstoffzahl (C1 bis Cn) geordnet und nach dem Potential dieser biobasierten Chemikalien für ein starkes Wachstum oder für eine starke Weiterentwicklung sortiert (Jong 2012).

In einem Bericht des US Department of Energy (USDOE) wurde die „Top Ten“ aus Biomasse gewonnener Chemikalien ausgewählt, die eine Chance haben, sich auf dem Markt zu etablieren. Nach einem bestimmten Kriterienkatalog wurden aus 300 Plattformchemikalien die zukunftssträchtesten biobasierten Chemikalien ausgewählt. Plattformchemikalien besitzen grundsätzlich einen sehr einfachen chemischen Aufbau und werden als Rohstoffe für zahlreiche industrielle Produkte verwendet (Bozell 2010). Die Auswahlkriterien von Produkten oder Technologien sind unter anderem:

- Erhebliche Aufmerksamkeit in der Literatur
- Etablierte und anerkannte Herstellungsverfahren in der Industrie
- Plattform für die Herstellung von mehreren Derivaten und Folgeprodukten oder primären chemischen Bausteinen der Bioraffinerie wie Olefine, BTX, Methan,...

- Direkter Ersatz für bestehende Petrochemie und Nutzung von bestehender Infrastruktur
- Marktreife und marktorientierte Technologieentwicklung.

Tabelle 4: Internationale Firmen, die bestimmte biobasierte (C1- Cn) Chemikalien mit Potential zu starkem Wachstum oder Weiterentwicklung produzieren (Jong 2012).

| Cn | Chemikalie | Firmen | Potential |
|----|------------------------------------|---|-------------|
| 1 | Methanol | BioMCN, Chemrec | Wachstum |
| | Formic acid | Maine BioProducts | Entwicklung |
| | Methane | Many | Wachstum |
| | Syngas | BioMCN, Chemrec | Wachstum |
| 2 | Ethylene | Braskem, DOW/Mitsui, Songyuan Ji'an Biochemical | Wachstum |
| | Ethyl acetate | Zechem | Entwicklung |
| | Ethanol | Many | Wachstum |
| | Glycolic acid | Metabolic Explorer (Metex) | Entwicklung |
| | Ethylene glycol | India Glycols Ltd, Greencol Taiwan | Wachstum |
| | Acetic acid | Wacker | Wachstum |
| 3 | Lactic acid | Purac, NatureWorks, Galactic, Henan Jindan, BBKA | Wachstum |
| | Acrylic acid | Cargill, Perstorp, OPXBio, DOW, Arkema | Entwicklung |
| | Glycerol | Many | Wachstum |
| | 3-Hydroxy propionic acid | Cargill | Entwicklung |
| | Propylene | Braskem/Toyota Tsusho, Mitsubishi Chemical, Mitsui Chemicals | Entwicklung |
| | Epichlorohydrin | Solvay, DOW | Wachstum |
| | 1,3-Propanediol | DuPont/Tate & Lyle | Wachstum |
| | n-Propanol | Braskem | Entwicklung |
| | Ethyl lactate | Vertec BioSolvents | Wachstum |
| | Isopropanol | Genomatica, Mitsui Chemicals | Entwicklung |
| | Propylene Glycol (1,2 Propanediol) | ADM | Wachstum |
| 4 | n-Butanol | Cathay Industrial Biotech, Butamax, Butalco, Cobalt/Rhodia | Wachstum |
| | 1,4-Butanediol | Genomatica/M&G, Genomatica/Mitsubishi, Genomatica /Tate & Lyle | Entwicklung |
| | iso-Butanol | Butamax, Gevo | Wachstum |
| | Iso-butene | Gevo/Lanxess | Entwicklung |
| | Methyl methacrylate | Lucite/Mitsubishi Rayon, Evonik/Arkema | Entwicklung |
| | Succinic acid | BioAmber, Myriant, BASF /Purac, Reverdia (DSM/Roquette), PTT Chem / Mitsubishi CC | Wachstum |
| 5 | Furfural | Many | Wachstum |
| | Itaconic acid | a.o. Qingdao Kehai Biochemistry Co, Itaconix | Entwicklung |
| | Xylitol | a.o. Danisco/Lenzing, Xylitol Canada | Wachstum |
| | Isoprene/ Farnesene | Goodyear/ Genencor, GlycosBio, Amyris | Entwicklung |
| | Glutamic acid | a.o. Global Biotech, Meihua, Fufeng, Juhua | Wachstum |
| | Levulinic acid | Maine BioProducts, Avantium, Segetis, Circa Group | Entwicklung |
| 6 | Sorbitol | a.o. Roquette, ADM | Wachstum |
| | Adipic acid | Verdezyne, Rennovia, BioAmber, Genomatica | Entwicklung |
| | Lysine | a.o. Global Biotech, Evonik/RusBiotech, BBKA, Draths, Ajinomoto | Wachstum |
| | FDCA | Avantium | Entwicklung |
| | Isosorbide | Roquette | Wachstum |
| | Glucaric acid | Rivertop renewables | Entwicklung |
| | Citric acid | a.o. Cargill, DSM, BBKA, Ensign, TTCA, RZBC | Wachstum |
| | Caprolactam | DSM | Entwicklung |
| n | PHA | Metabolic Explorer (Metex), Meridian plastics, Tianjin Green Bioscience Co. | Wachstum |
| | Para-Xylene | Gevo, UOP, Anellotech, Virent | Entwicklung |
| | Dicarboxylic acids | Cathay Biotech, Evonik | Wachstum |
| | Fatty Acid derivatives | Croda, Elevance | Wachstum |

Die ausgewählten „Top Ten“ sind Ethanol, Glycerin, Biohydrocarbonate, Milchsäure, Bernsteinsäure, 3-Hydroxypropionsäure/Aldehyde, Lävulinsäure, Sorbiol, Xylitol und Furane (Furfural, HMF). Diese Chemikalien besitzen einen höheren Marktwert oder können als Ausgangsstoffe für viele andere Chemikalien und Produkte genutzt werden. Sie bieten somit einen finanziellen Anreiz zur Ausweitung der stofflichen Nutzung von Biomasse (Bozell 2010). In diesem Kapitel wird ein Überblick über einige Plattformchemikalien präsentiert, die für diese Arbeit wichtig sind.

4.3.1 Bioethanol

Bioethanol wurde in Kapitel 4.2.2 als Ottokraftstoff betrachtet. Die Herstellung von Bioethanol und seine Nutzung als Treibstoff sind in der Literatur sehr gut beschrieben. Die neue strategische und technologische Entwicklung ist es, die Nutzung von Bioethanol als Plattform für industrielle chemische Produkte zu verbessern. Ethanol ist als Vorstufe zu Olefinen durch Dehydrierung von Interesse, und somit bilden die Alkohole eine direkte Schnittstelle zur bestehenden Infrastruktur der petrochemischen Industrie. Durch bekannte katalytische Verfahren der Petrochemie konnte die stoffliche Verwertung der Biomasse erschlossen werden. Diese stellt eine immense Chance zur bedeutenden Nutzung der natürlichen Syntheseleistung dar. Ethanol kann als Grundchemikalie zur Herstellung einer Reihe chemischer Zwischenprodukte dienen, wie Abbildung 29 zeigt (Reschetilowski 2007). Als Folgeprodukt von Ethanol kann mit Hilfe eines Aluminiumoxidkatalysators in einem Wirbelschichtreaktor mit extrem hohem Umsatz Ethylen hergestellt werden (Behr 2010). Dieses Verfahren wurde allerdings bereits im 20. Jahrhundert aufgrund der preiswerteren Produktion von Ethylen mit dem sog. Steamcrack- oder Dampfspaltungsverfahren aus billigem Öl verworfen. Die Ethanol-Dehydratisierung zu Ethen ermöglicht den Anschluss an die Ethen-Chemie und deren Folgeprodukte wie Kunststoffe aus Polyurethan, Polyethylen oder PVC. Weitere interessante und somit wirtschaftliche Zwischenprodukte sind beispielsweise Acetaldehyd oder Diethylether und deren bekannte Folgechemie.

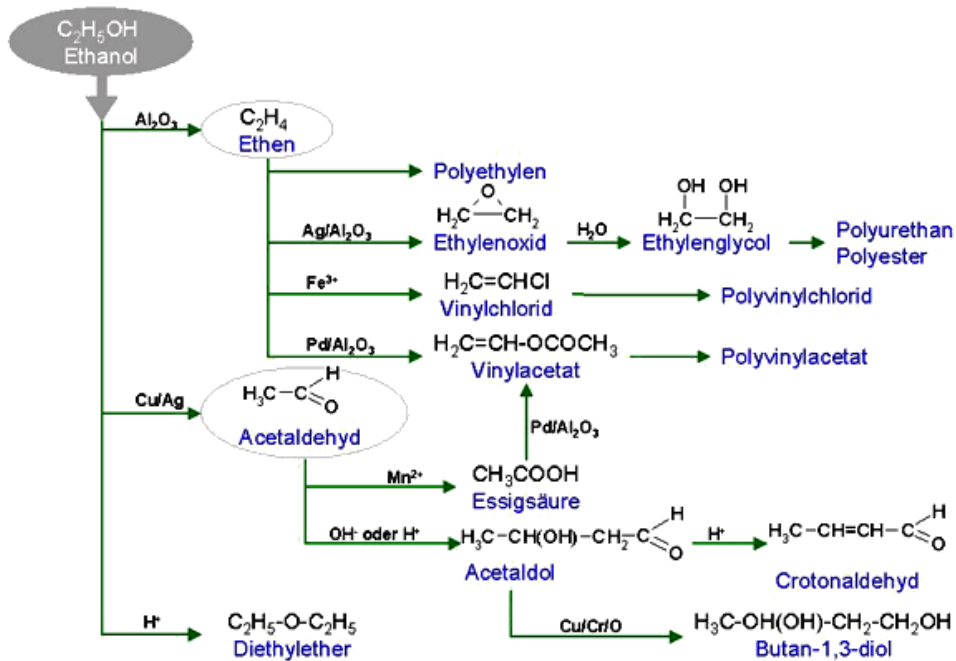


Abbildung 29: Klassische Verfahren zur Herstellung von Zwischenprodukten aus Ethanol (Reschetilowski 2007)

Mit den niedrigen Kosten von Zuckerrohr in Brasilien und dem steigenden Interesse an Bioethanol und Bioethanol-Dehydratisierung haben Dow (Dow 2007) und Braskem (Brasiliens größter Kunststoffhersteller) eine Anlage für die Herstellung von 200 000 t/a Ethylen aus etwa 365 000 t/a Bioethanol auf Basis von Zuckerrohr angekündigt. Dow und Braskem werden ausschließlich „grünes“ Polyethylen (180 000 t pro Jahr) produzieren. Bioethanol kann zusätzlich zu anderen Grundchemikalien oxidiert werden. Beispielsweise wird durch die Oxidation von Ethanol über die Katalysatoren Au/TiO₂ oder Au/MgAl₂O₄ Essigsäure sowie über Goldnanokatalysatoren oder Mo-V-Nb-Mischoxide Ethylacetat hergestellt (Christensen 2006) (Li 2007). Andere Studien erforschten die Direktsynthese von Bioethen aus Weizenstroh; dabei führte die Reaktion von Lignocellulose zu Ethen ohne eine vorherige Isolierung des Ethanols zu einer bis zu dreimal höheren Wertschöpfung im Vergleich zu Bioethanol. Zunächst wird hier Weizenstroh mit Natronlauge vorbehandelt; anschließenden wird in einem Fermentationsprozess mit dem Cellulosekomplex aus *Penicillium verruculosum* Ethen erzeugt (Steffien 2016). Grundsätzlich besitzt Ethanol aus Biomasse das Potential, unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen, ökologischen und politischen Randbedingungen als Schlüsselprodukt für die Gewinnung energetischer und Grundchemikalien genutzt zu werden (Reschetilowski 2007).

4.3.2 Milchsäure

Milchsäure (LA, Lactic acid) ist eine der bekanntesten biobasierten Chemikalien für die stoffliche Nutzung. Milchsäure wird industriell bei der Fermentation von Glucose durch Mikroorganismen wie *Lactobacillus delbrueckii* hergestellt (Datta 2006). Es gibt außerdem weitere verschiedene Organismen und Biomassequellen wie *Pichia stipitis* und Xylose für die Herstellung von LA (Ilmén 2007). Durch aktuelle kommerzieller Fermentationsmethoden erhält man eine 90%ige Ausbeute von Calciumlactat basierend auf Glucose. Bei der Neutralisation von Calciumlactat entsteht etwa 1 t CaSO_4 pro Tonne reiner Milchsäure, wobei die Entsorgung von CaSO_4 ein Problem darstellt. Um dieses Problem zu umgehen, werden alternative Trennungsmethoden wie Entsalzung und Elektrodialyse untersucht (Datta 2006). Milchsäure wird in der Regel zur Herstellung von Polymilchsäure (PLA) genutzt (Abbildung 30).

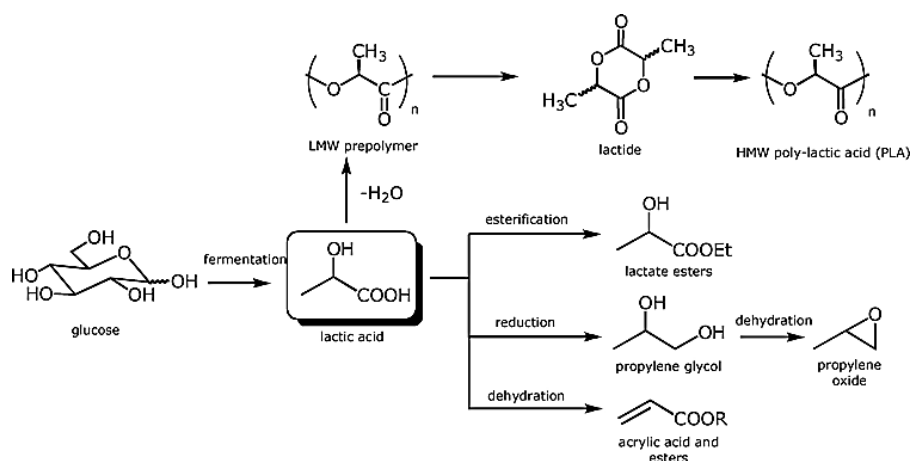


Abbildung 30: Überblick über Konvertierungen von Milchsäure (Datta 2006)

Zunächst wird LA zu einem Präpolymer mit niedrigem Molekulargewicht ($\text{MW} \sim 5000$) umgewandelt und anschließend zu einem Lactid depolymerisiert. Lactid wird schließlich mit Hilfe von Katalysatoren zu PLA polymerisiert. Die Eigenschaften von PLA sind ähnlich oder besser als Polystyrol und Polyethylenterephthalat (Lunt 1998). Milchsäure wird als Plattform zur Herstellung verschiedener Downstreamchemikalien verwandt. Darüber hinaus wird LA als Geschmacksstoff, Säuerungsmittel und Konservierungsmittel in der Lebensmittelindustrie sowie in der Leder-, der Textil- und der pharmazeutischen Industrie genutzt. Bei der Veresterung von Milchsäure zu Lactat-Estern erhält man ein interessantes neues, „grünes“ Lösungsmittel. Die katalytische Reduktion von Milchsäure führt zu Propylenglykol; dieses kann durch weitere Dehydrierung an Propylenoxid reagieren. Alternativ kann Milchsäure mit geringer Ausbeute zu Acrylsäure und Estern dehydriert werden. 2011 wurden in Deutschland etwa 13 500 t Lactate und Milchsäure importiert, exportiert wurden 6 500

t (FNR 2014). Milchsäure wird sowohl bei der Herstellung von Polymilchsäure als auch bei Anwendungen in der Lebensmittelindustrie als Monomer eingesetzt. Ein Teil der importierten Menge wird in Deutschland zur Herstellung von PLA-Blends genutzt.

4.3.3 Bernsteinsäure

Bernsteinsäure (SA; Succinic acid) mit der Summenformel $C_4H_6O_4$ wurde 1546 von Georgius Agricola durch Gewinnung aus Bernstein entdeckt. Bernsteinsäure, auch Butandiensäure oder Succinylsäure genannt, ist eine aliphatische Dicarbonsäure. Natürlicherweise kommt SA in Pflanzenharzen, Pilzen, Algen sowie in tierischen und menschlichen Zellen im Fett- und Kohlenhydratstoffwechsel vor. Das konventionelle Herstellungsverfahren ist die Gewinnung aus Rohöl durch katalytische Hydrierung von Maleinsäure, die aus n-Butan gewonnen wird. Ein alternativer Produktionsweg ist eine biochemische Umwandlung von Biomasse durch bestimmte Bakterienarten (Grimm 2011). Bei den Untersuchungen ergab sich jedoch, dass je nach Bakterienart nur ein spezifischer Zucker (z. B. Glucose, Laktose, Glycerin) eine hohe Bernsteinsäureausbeute hervorbrachte. Um allerdings möglichst ausschließlich Abfallstoffe zu verwerten, sollten Bakterienstämme mit Hilfe von metabolic engineering entwickelt werden, die in der Lage sind, viele Produkte mit hoher Produktivität zu verwerten (Kurzrock 2010). Anfang 2010 ging in Frankreich in Pomacle eine auf Getreidebasis betriebene Bernsteinsäureproduktionsanlage in Betrieb. Nach eigenen Angaben wird das zur Glucosegewinnung benötigte Getreide noch eigens dafür angebaut. Auf lange Sicht wird aber das Ziel angestrebt, ganz auf land- und forstwirtschaftliche Abfälle umzustellen (Cheng 2012). Diese Polysaccharide sind vorwiegend in stärkehaltiger Biomasse zu finden. In Frage kämen somit bevorzugt Mais, Zuckerrüben und Getreidepflanzen. Der Produzent BioAmber entwickelte eine Alternative der Produktion von Bernsteinsäure mit Hilfe von *E. coli* strain. Diese Enzyme wurde vom US Department of Energy entwickelt und lizenziert. BioAmber betreibt aktuell eine Produktionsanlage mit ca. 2 000 t pro Jahr. Weltweit wurden 2011 ungefähr 48 000 t Bernsteinsäure hergestellt, etwa 3 800 t davon waren biobasiert (Reverdia 300 t, BASF-Purac 500 t und BioAmber 3 000 t). Zurzeit werden weltweit Kapazitäten von rund 300 000 t aufgebaut und bis 2020 werden noch rund 560 000 t auf Basis fermentativer Prozesse in Betrieb gehen (Nghiem 2001) (BioAmber 2016). Das Forschungsfeld beschäftigt sich aber auch mit der Umwandlung von Lignocellulose-Biomasse (Lee 2003). Das Problem bei der Verarbeitung von Pflanzenresten, Holz und Stroh ist, dass sie einen großen Anteil an Lignocellulose beinhalten. Dies sorgt für die Festigkeit der Stängel und schützt die Pflanze vor Mikroorganismen. Um die Lignocellulose weiter nutzbar zu machen, muss sie in

Cellulose, Hemicellulose und den Holzbestandteil Lignin aufgeschlossen werden. Während Glucose von den Mikroorganismen mit einer hohen Ausbeute umgesetzt werden kann, bereiten die Zuckermoleküle Xylose und Arabinose noch Schwierigkeiten (Lee 2003). Ein weiterer, in der Forschung interessanter Ausgangsstoff ist die Molke. Sie beinhaltet Laktose. Unter Verwendung von *Anaerob succiniciproducens* als Enzym und Glucose- bzw. Stärkehydrolysaten als Rohstoff wird in einem dreistufigen kontinuierlichen Bioreaktor ca. 10,4 g/l·h und einer Endkonzentration von 83 g/l Bernsteinsäure erreicht. Diese entspricht 1,35 mol Bernsteinsäure pro mol Zucker (Meynial 2008).

Neue Untersuchungen haben gezeigt, dass mit Hilfe von Enzymen wie *Mannheimia succiniciproducens* eine hohe Ausbeute von Bernsteinsäure mit Unterdrückung der Bildung von Nebenprodukten wie Essigsäure, Ameisensäure oder Milchsäure produziert werden können (Lee 2006). Auch das bekannte Enzym *E. coli* zeigt eine effektive Produktion von Succinat aus Glucose (1,3 Mol Succinat pro Mol Glucose) (Sanchez 2005). Bernsteinsäure wird abschließend als Salz isoliert, beispielsweise durch Elektrodialyse. Andere Verfahren wie die direkte Hydrierung der wässrigen Fermentationsbrühe wurden ebenfalls untersucht (Delhomme 2009). Bernsteinsäure stellt ein großes Potential als Plattformchemikalie für bekannte petrochemische Produkte dar und kann als Säureanteil bei Polyestern, Polyamiden sowie bei der Polyurethanen-Herstellung dienen. Bernsteinsäure reagiert außerdem zu 1,4-Butandiol, Tetrahydrofuran, γ -Butyrolacton sowie zu verschiedenen Pyrrolidinon-Derivaten (Noordover 2006). Die Nutzung von Bernsteinsäure als Plattformchemikalie ist in Abbildung 31 zusammengefasst.

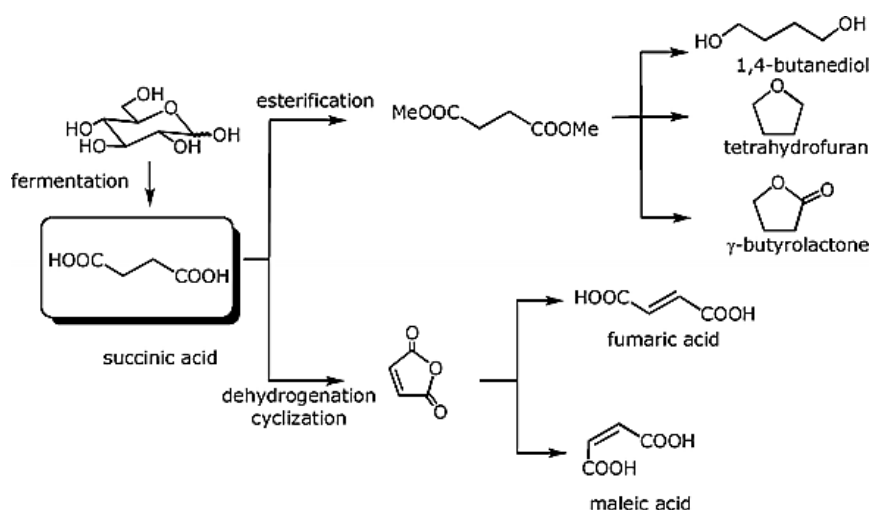


Abbildung 31: Bernsteinsäure als Plattformchemikalie (Bozell 2010)

4.3.4 Beispiele für eine Umweltbewertung für die stoffliche Nutzung der Biomasse

Bislang gibt es nur wenig Literatur und Veröffentlichungen mit Ökobilanzen zu biobasierten Chemikalien – mit Ausnahme der Ökobilanzen über Bioethanol, die zuvor im Abschnitt über Biokraftstoffe behandelt wurden. Obwohl sich die meisten aktuellen Studien auf die ökologischen Vorteile von Biokraftstoffen und die energetische Nutzung von Biomasse konzentrieren, wird die weitere Erforschung der stofflichen Nutzung von Biomasse in Zukunft immer größere Bedeutung erlangen. Der Grund dafür ist, dass Biomasse die einzige Kohlenstoffquelle darstellt, um die fossilen Ressourcen ersetzen zu können. Sie bieten somit die einzige Möglichkeit für eine alternative Forschungsstrategie, im Gegensatz zum Bereich Energie, wo auch andere Technologien und Quellen wie Geothermie, Solarenergie oder Wasserkraft genutzt werden können.

Jungmeier geht neben der Bioenergie auf die stoffliche Nutzung von Biomasse ein. Angesichts des aktuellen Hintergrunds besteht ein dringender Bedarf, alternative Rohstoffe wie „nicht essbare“ Lignocellulose-Biomasse zu erforschen. Diese Art von Rohstoff ist in vielen Regionen der Welt vorhanden und beeinträchtigt nur geringfügig Gebiete, die für den Anbau von Lebensmitteln vorgesehen sind. Größtenteils werden für diese Art der Biomasse weder fruchtbare Böden noch aufwändige Bewirtschaftung benötigt, so dass die sozialen Auswirkungen sowie die Umweltauswirkungen dieser Biotreibstoffe bemerkenswert gering sind (Jungmeier 2009). Ein ökobilanzieller Vergleich von konventionellem Ethanol und Polyethylen mit niedriger Dichte (LDPE) aus fossilen Ressourcen mit Alternativen aus fünf verschiedenen Einsatzstoffen (Zuckerrohr, Mais, Switchgrass, Erdgas und Erdöl) wurde durchgeführt. Die funktionelle Einheit beträgt 46,9 MJ Energie für Kraftstoff oder 1 kg LDPE bei chemischer Nutzung (siehe Abbildung 32). Polyethylen aus Erdgas verursacht etwa 1,8 kg CO₂-eq/kg LDPE. Für US-Mais wurden ca. 97 g CO₂-eq/MJ und 2,6 kg CO₂-eq/kg LDPE berechnet. Switchgrass U.S. erzielte rund -18g CO₂-eq/MJ und -2,9 kg CO₂-eq/kg LDPE und brasilianisches Zuckerrohr ca. 33 g CO₂-eq/MJ und -1,3 kg CO₂-eq/kg LDPE. Alle biobasierten Alternativen für die Produktion von Ethanol und Polyethylen bieten ein sehr großes Potential zur Reduktion von Treibhausgasemissionen (Posen 2014).

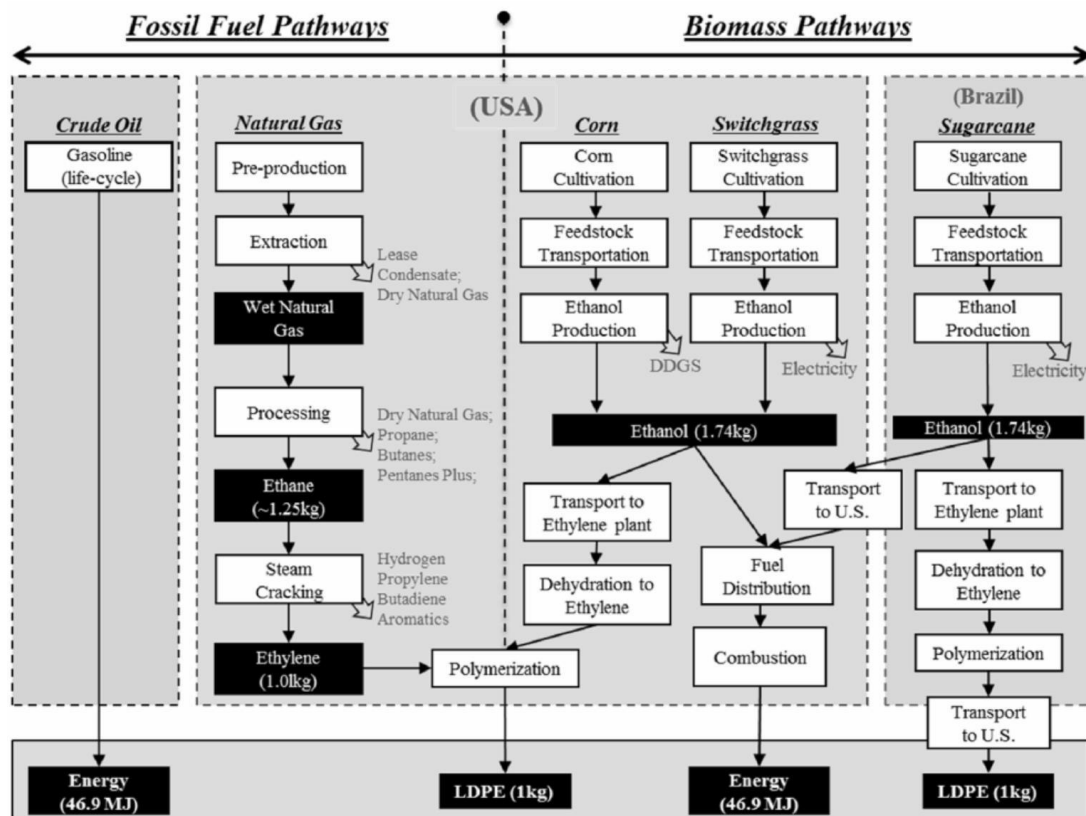


Abbildung 32: Systemgrenzen der Ökobilanz für fünf verschiedene Einsatzstoffe (Zuckerrohr, Mais, Switchgrass, Erdgas und Erdöl) für die Produktion von Energie und LDPE. Die Referenzflüsse sind 46,9 MJ Energie für Kraftstoff oder 1 kg LDPE bei chemischer Nutzung (Posen 2014).

Nach Hottle et al. wird die Nachhaltigkeit von verschiedenen biobasierten Polymeren bewertet. Biobasierte Polymere haben sich als gut nutzbare Alternative zu traditionellem, auf Erdöl basierendem Kunststoff erwiesen. Trotzdem sind die Faktoren, die die Nachhaltigkeit dieser Polymere beeinflussen, oft unklar. Um diese Fragen zu klären, wurden LCA-Ergebnisse der drei biobasierten Polymere PLA, Polyhydroxyalkanoat (PHA) und thermoplastische Stärke (TPS) mit fünf Alternativen aus Erdöl basierten Polymeren verglichen. Die Studien, die ausgewertet wurden, haben sich hauptsächlich auf das Treibhauspotential und den Abbau fossiler Ressourcen fokussiert, während andere Umweltauswirkungen größtenteils vernachlässigt wurden. Die Studien unterscheiden sich in ihrem jeweiligen Untersuchungsrahmen erheblich. Durch einen Literaturvergleich gelangte diese Arbeit zu dem Ergebnis, dass Biopolymere aus einer neuen biobasierten Industrie ähnliche Auswirkungen haben wie erdölbasierte Polymere. Studien, die den gesamten Produktlebenszyklus betrachteten, erhielten wesentlich höhere Treibhausgaswerte als jene, die ihren Untersuchungsrahmen lediglich auf die Herstellung von Granulaten oder Körnchen

beschränkten (Hottle 2013). Glutaminsäure ist ein wichtiger Bestandteil von Abfällen aus der Produktion von Biokraftstoffen und ein interessantes Ausgangsmaterial für die Synthese von biobasierten Chemikalien. Lammens et al. hat die Umweltauswirkungen von vier biobasierten Chemikalien aus Glutaminsäure, N-Methylpyrrolidon (NMP), N-Vinylpyrrolidon (NVP), Acrylnitril (ACN) und Succinonitril (SCN) mit ihren petrochemischen Äquivalenten verglichen. Der Vergleich zwischen den vier biobasierten und petrochemischen Produkte zeigte, dass die biobasierten NMP und NVP weniger Umweltauswirkung als die petrochemischen besaßen, während die petrochemischen ACN (Abbildung 33) und SCN weniger Einfluss auf die Umwelt als die biobasierten Alternativen aufwiesen. Mit weiterer Optimierung konnten biobasierte SCN-Prozesse verbessert werden und im Wettbewerb mit der fossilen Alternative bestehen (Lammens 2011). Im Vergleich von 44 Ökobilanzstudien über biobasierte Materialien nach deren Umweltauswirkungen wird deutlich, dass die Ergebnisse große Abweichungen zeigen. Das macht es beinahe unmöglich, einzelne Gruppen biobasierter Produkte ausfindig zu machen, die im Vergleich zu erneuerbaren Energien und hinsichtlich des Klimawandels umwelttechnisch überlegen sind.

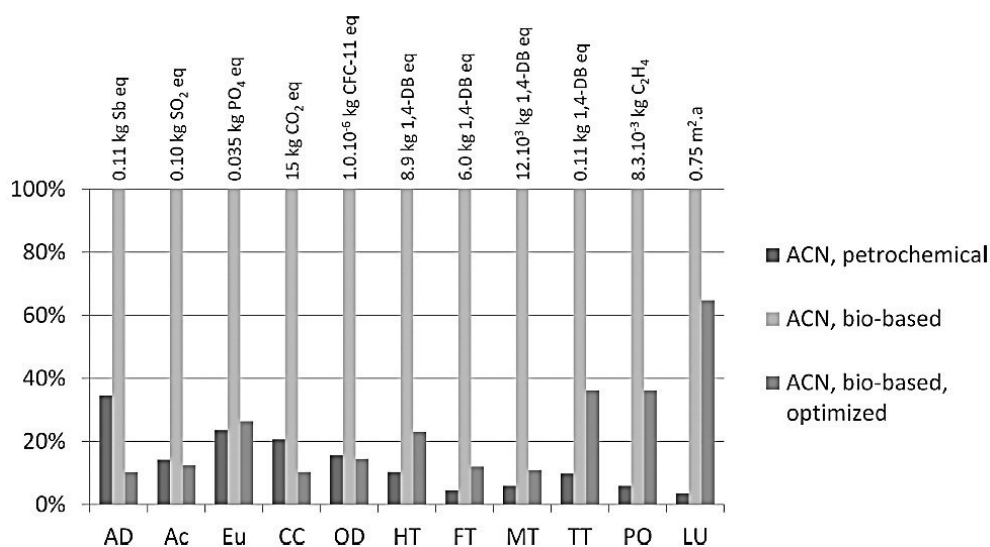


Abbildung 33: Auswirkungen der Petrochemie und von biobasiertem Acrylnitril (ACN) und die Auswirkungen für die einzelnen Umweltkategorien: AD = abiotische Erschöpfung, Ac = Versauerung, Eu = Eutrophierung, CC = Klimawandel, OD = Abbau der Ozonschicht, HT = Humantoxizität, FT = Süßwasser, aquatische Ökotoxizität, MT = marine aquatische Ökotoxizität, TT = terrestrische Ökotoxizität, PO = photochemische Oxidantienbildung, LU = Landnutzung HT = Humantoxizität (Lammens 2011)

Zusammenfassend kommt der Artikel zu mehreren Ergebnissen: Biobasierte Materialien geben der Produktionsindustrie die Chance, Teile der nicht erneuerbaren Rohstoffe zu ersetzen. Eine gesamte Ökobilanz von biobasierten Materialien eröffnet

die Möglichkeit, negative Umweltauswirkungen zu verringern. Drei Strategien können fortgeführt werden: Zum einen kann die Rohstoffgrundlage sowohl durch die Verwertung von organischem Abfall als auch durch die Nutzung wald- und landwirtschaftlicher Abfallreste erweitert werden. Eine zweite Strategie wäre das Einsetzen von integrierten Bioraffinerien, die es ermöglichen, das volle Potential zu nutzen, um biobasierte Materialien, Treibstoff, Energie und Wärme zu produzieren. Die dritte Strategie wäre die Kohlenstoffkaskade. Diese nutzt die Biomasse primär für materielle Zwecke und sekundär für die Gewinnung von Energie am Ende eines Produktzyklus (Weiss 2012). Ökobilanzen zeigen, dass Nebenprodukte, Reststoffe sowie Abfälle der Biomasse für die Bioraffinerie stets einen größeren Vorteil besitzen als Rohstoffe. Trotzdem werden meistens die signifikanten Umweltauswirkungen des gewünschten Produktes berechnet und nicht die der Abfall und Reststoffe. Die Nutzung von Nebenprodukten als Rohstoff in Bioraffinerien erscheint sowohl aus Sicht der Umwelt als auch aus Perspektive der Wirtschaft als attraktive Option. Betrachtet man beispielsweise die Wertschöpfungskette von Nebenprodukten der Biomasse nicht, so bewirkt die Produktion von Propionsäure eine signifikante Reduzierung von Treibhausgas im Vergleich zu Rohstoffen aus fossilen Ressourcen (Ekman 2011). Eine weitere Studie berücksichtigt zehn biobasierte Basischemikalien (bulk chemicals) und ihre biotechnologischen Herstellungsverfahren: 1,3-Propandiol (PDO), Essigsäure, Acrylsäure, Adipinsäure, Butanol, Ethanol, Lysin, Milchsäure, Bernsteinsäure und PHA. Der technologische Fortschritt dieser Bulk-Chemikalien kann zu einer wesentlichen Verbesserung der Wirtschaftlichkeit von Bioraffinerien beitragen, besonders, wenn die Umweltauswirkungen kleiner als diejenigen der aktuellen petrochemischen Produktionswege sind (Hermann 2007). Ekman et al. zeigten, dass Propionsäure, die aus Nebenprodukten der Landwirtschaft hergestellt wird, zu einer signifikanten Reduktion der Treibhausgasemissionen im Vergleich zu fossilen Alternativen führt. Allerdings ist der Beitrag zur Eutrophierung bei der Produktion von Propionsäure höher (Ekman 2011). Im Anschluss wurden fünf Folgeprodukte untersucht: Caprolactam, Ethyllactat, Ethen, PLA und Polytrimethylenterephthalat (PTT). Die Produktionstechnologien wurden mit alternativen petrochemischen Produkten verglichen und hinsichtlich ihrer aktuellen und langfristigen Umweltauswirkungen (20 bis 30 Jahre) ausgewertet. Die Vergleichsergebnisse zeigen enorme Vorteile für die Herstellung von biobasierten Polymeren im Vergleich zu ihren petrochemischen Äquivalenten. Die Energieeinsparung und die Verringerung der Treibhausgasemissionen liegt zwischen 20 und 50 GJ/t Polymer sowie zwischen 1,0 und 4,0 t CO₂-eq/t Polymer. Dies kann durch den relativ hohen Energiebedarf für die Herstellung petrochemischer Polymere begründet werden. Die Umweltauswirkungen von biobasierten Chemikalien sind in der Regel abhängig von der Energienutzung und

der Effizienz der Produktionstechnologie. Die Nutzung industrieller Neben- und Restprodukte als Rohstoffe in einer Bioraffinerie wird sowohl vom ökologischen als auch vom ökonomischen Standpunkt als attraktive Option zur Produktion von biobasierten Chemikalien betrachtet.

Tabelle 5: Ökobilanzieller Vergleich der gesamten OSB-Bioraffinerie mit konventionellen Produktionssystemen (Earles 2011)

| code | impact category | equivalence factor (kg) | conventional system | baseline OSB biorefinery | % difference |
|------|---------------------------------|-------------------------|-----------------------|--------------------------|--------------|
| GWP | global warming | CO ₂ -Eq | 1.89×10^4 | 2.16×10^4 | 14.6% |
| HTP | human toxicity | 1,4-DCB-Eq | 1.62×10^4 | 1.30×10^4 | -19.5% |
| FEP | freshwater eutrophication | P-Eq | 9.89×10^{-1} | 1.08 | 9.2% |
| FETP | freshwater ecotoxicity | 1,4-DCB-Eq | 5.35×10^1 | 4.82×10^1 | -9.8% |
| MEP | marine eutrophication | N-Eq | 1.77×10^2 | 1.77×10^2 | -0.1% |
| METP | marine ecotoxicity | 1,4-DCB-Eq | 5.85×10^1 | 5.24×10^1 | -10.5% |
| ODP | ozone depletion | CFC-11-Eq | 3.87×10^{-6} | 1.40×10^{-5} | 261.9% |
| PMFP | particulate matter formation | PM ₁₀ -Eq | 3.43×10^2 | 3.51×10^2 | 2.2% |
| POFP | photochemical oxidant formation | NM _{VOC} | 1.42×10^3 | 1.41×10^3 | -0.3% |
| TAP | terrestrial acidification | SO ₂ -Eq | 8.81×10^2 | 9.13×10^2 | 3.6% |
| TETP | terrestrial ecotoxicity | 1,4-DCB-Eq | 1.66 | 1.22 | -26.3% |

Wie in Tabelle 5 zu sehen ist, zeigt das oriented strand board (OSB) Bioraffineriesysteme im Vergleich zu konventionellen Systemen für die Produktion von Ethanol und Essigsäure. Insbesondere bei den Auswirkungskategorien HTP (human toxicity) und TETP (Terrestrial ecotoxicity) ergibt sich ein Reduzierungspotential von jeweils ca. 20 % und 26 % sowie die Möglichkeit einer erheblichen Reduktion der Treibhausgasemissionen (Earles 2011). Vinka et al. verglichen mittels LCA mit der funktionellen Einheit von 1 kg Produkt die PLA-Produktion mit den herkömmlichen petrochemischen Polymeren verschiedener Art. Die untersuchten Wirkungskategorien sind: Einsatz fossiler Energieträger, Treibhauspotential und Wasserbedarf. Fossile Energieträger und GWP zeigen bedeutende Vorteile für PLA, dagegen zeigt der Wasserbedarf eine wesentlich geringere Differenz zwischen allen Alternativen (Vink 2003). Verpackungen werden täglich verwendet und umfassen verschiedene Arten von Produkten: Transportverpackung, Beutel, Folien sowie Einwegbecher und Geschirr. Die Herstellung von Trinkbechern aus Polylactid (PLA) wurde von Uihlein et al. untersucht. Abbildung 34 zeigt die Ergebnisse eines LCA-Vergleichs von Trinkbechern aus Bio-PLA und Polystyrol. 56,8 % der Umweltauswirkungen der Herstellung von PLA-Trinkbechern aus Mais werden durch den Anbau und die Ernte verursacht und nur 34,8 % der Umweltauswirkungen werden der Stärke- und PLA-Produktion zugerechnet (Uihlein 2008).

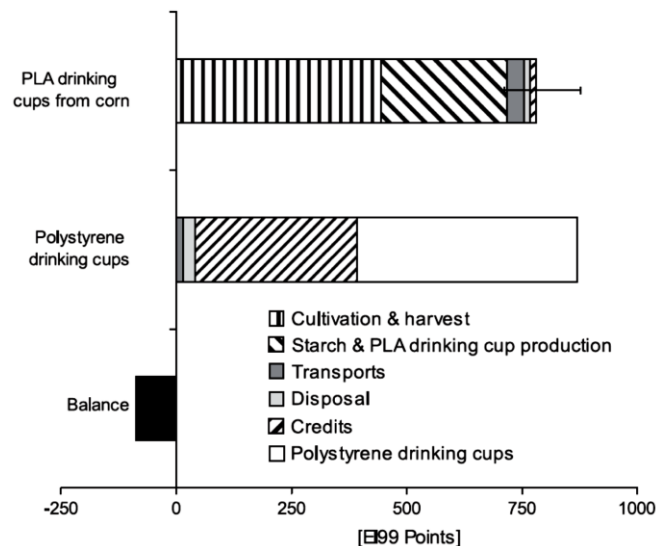


Abbildung 34: LCA-Vergleich von PLA-Trinkbechern aus Mais gegen Polystyrol-Trinkbecher. Negative Werte in der Bilanz zeigen Vorteile für PLA aus Mais (Uihlein 2008).

Die Vorteile der PLA-Trinkbecher aus Mais liegen in den Kategorien Klimawandel und Einsatz fossiler Energieträger. Der Grund hierfür ist der hohe Bedarf an Rohöl als Rohstoff für die Polystyrol-Produktion. Die Vorteile in den Kategorien Klimawandel und fossile Energieträger wurden auf Basis von elf verschiedenen Ökobilanzen von Dornburg et al. bestätigt (Dornburg 2004). Kim et al. führten eine Cradle-to-Gate-LCA für biobasierte Polyhydroxyalkanoate (PHA) für Verpackungsfolienproduktion aus Ernterückständen (eine Mischung aus Maiskörnern und Maisstroh) durch. Als Referenzsystem wurde die PHA-Produktion aus Maiskorn definiert. Die Ergebnisse eines LCA-Vergleichs zeigen, dass PHA aus Maisstroh und Maiskörnern je nach verwendeter Technologie 0,28 kg bis 1,9 kg CO₂-eq/kg weniger Treibhausgasemissionen verursachen. Eine signifikante Reduktion der negativen Auswirkungen kann durch die Nutzung von überschüssigem ligninreichen Mais als Energiequelle erreicht werden. Zurzeit ist die PHA-Fermentationstechnologie noch in der Entwicklungsphase und daher noch unausgereift, aber der Trend zeigt, dass mit weiteren Verbesserungen und Optimierungen eine Reduktion der Auswirkungen auf die Umwelt möglich ist (Kim 2005). Für die Herstellung von PHB (Polyhydroxybuttersäure) aus Biomasse wurde eine Cradle-to-Gate-LCA von Harding et al. ausgearbeitet. Die Ergebnisse der PHB-Herstellung wurden mit Polypropylen (PP) und Polyethylen (PE) verglichen. Für die Auswertung des gesamten Lebenszyklus wurden GWP und zehn andere Wirkungskategorien ausgewählt. Die Ergebnisse zeigen, dass einerseits der Energiebedarf für die PHB-Herstellung deutlich geringer als bei der Polyolefin-Produktion ist. Andererseits sind die Versauerungs- und Eutrophierungseffekte bei PE geringer als bei der PHB-Herstellung (Harding 2007). In

der Regel benötigt jeder Prozess verschiedene Hilfsstoffe und Energien. Für die Herstellung und Bereitstellung derselben werden meist fossile Ressourcen genutzt. Eine vollständige Entkopplung von Produkten aus Biomasse und fossilen Ressourcen ist beinahe unmöglich. Cherubini et al. haben den Bedarf an Primärenergie für die Weizenstroh- und Maisstroh-Bioraffinerie und deren fossile Äquivalenzsysteme berechnet.

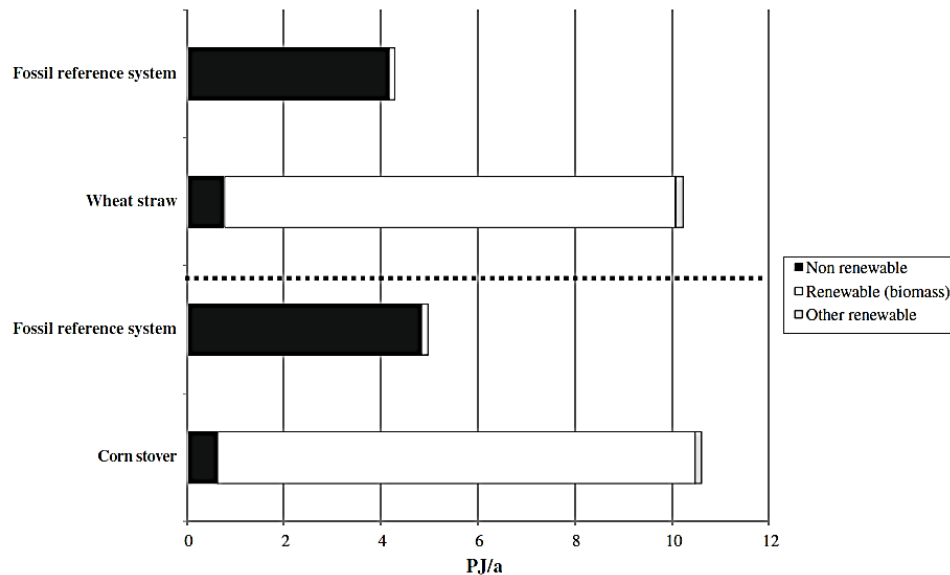


Abbildung 35: Kumulativer Primärenergiebedarf der Bioraffinerie und fossile Referenzsysteme (Cherubini 2010)

Die Ergebnisse in Abbildung 35 zeigen, dass die Bioraffinerie eine größere Primärenergiemenge benötigt als das fossile Äquivalenzsystem, allerdings basiert diese Primärenergie hauptsächlich auf regenerativen Energien (z. B. dem Energiegehalt des Rohstoffs selbst). Der nicht regenerative Energiebedarf des Äquivalenzsystems ist durch das Bioraffineriesystem drastisch reduziert. Die geschätzten Einsparungen der nicht regenerativen Energien liegen bei ca. 4,2 PJ/a (Cherubini 2010). Grundsätzlich ist die Beurteilung zukünftiger biobasierten Chemikalien gegenüber ihren fossilen Äquivalenten sehr schwierig. Der Grund hierfür ist, dass die chemische Produktion zurzeit sehr stark vernetzt ist; mit Systemerweiterungen bzw. Allkationen werden höhere Gutschriften zugerechnet. Für einen gerechten Vergleich muss man für die biobasierten Chemikalien im Rahmen einer Bioraffinerie und in einer Querproduktion die Tatsache berücksichtigen, dass wie in der Petrochemie alle Prozesse stark miteinander verbunden sind. Ein fossilbasiertes Produkt kann also nicht einfach durch ein biobasiertes ersetzt werden, die gesamten Produktionswege und deren Querverbindungen sind neu zu definieren.

Grundsätzlich wird eine Unterscheidung zwischen zwei Rohstoffquellen getroffen, nämlich zwischen der Förderung der Biomasse und der fossilen Ressourcen. Der Förderung dieser Rohstoffquellen folgen meist dieselben Bearbeitungsprozesse von Rohstoffen wie beispielsweise die Aufbereitung, der Transport, die Produktion, die Lagerung und die Nutzung durch den Endverbraucher. Sämtliche dieser Prozesse verbrauchen verschiedene Arten von Energie und Hilfsstoffen und verursachen CO₂-Emissionen. Der entscheidende Unterschied zwischen beiden Rohstoffquellen ist, dass die Nutzung von Biomasse größtenteils innerhalb eines geschlossenen CO₂-Kreislaufs stattfindet. Trotzdem verursacht der Produktionszyklus der Nutzung von Biomasse zusätzlich große Mengen an CO₂-Emissionen; da vom Anbau über die Ernte bis hin zur Nutzung der Rohstoffe externe fossile Ressourcen benötigt und verbraucht werden, ist es nahezu unmöglich, dies zu vermeiden.

4.4 Bioraffineriekonzepte

Bioraffinerie ist ein weit gefasster Begriff für die Umwandlung einer breiten Palette biobasierter Rohstoffe zu einer ebenso breiten Produktpalette. In diesem Zusammenhang ist das Konzept analog zu einer Erdölraffinerie; die Nutzung aller Komponenten der Biomasse hat eine positive Auswirkung auf Wirtschaft und Umwelt.

Die genauen Definitionen für die Bioraffinerie sind oft abhängig von den Tätigkeiten der Organisationen und den Beteiligten. Die IEA (IEA 2009) hat ein Bioraffinerie-Klassifizierungssystem mit sieben verschiedenen Bioraffineriekonzepten vorgestellt:

- Konventionelle Bioraffinerien (CBR: Conventional Biorefineries)
- Grüne Bioraffinerie (GBR: Green Biorefineries)
- Ganzpflanzen-Bioraffinerien (WCBR: Whole Crop Biorefineries)
- Lignocellulose-Bioraffinerien (LCFBR: Lignocellulosic Feedstock Biorefineries)
- Zwei-Plattform-Konzept Bioraffinerien (TPCBR: Two Platform Concept Biorefineries)
- Thermochemische Bioraffinerien (TCBR: Thermochemical Biorefineries)
- Marine Bioraffinerien (MBR: Marine Biorefineries)

Die Entwicklung eines klaren Klassifizierungssystems ist eine Notwendigkeit, um breite Bereiche der Bioraffinerie für verschiedene Stakeholder bzw. Investoren zugänglicher zu machen und das allgemeine Verständnis ihrer Vorteile gegenüber einzelnen Produktionsprozessen zu verstärken. Die Konzepte können außerdem die endgültige Marktumsetzung in der nationalen, europäischen und globalen Bio-Volkswirtschaft beschleunigen. Zurzeit werden die verschiedenen Bioraffineriekonzepte anhand folgender Grundlagen klassifiziert:

-
- a) Rohstoff-Input (z. B. Grüne Bioraffinerie, Ganzpflanzen-Bioraffinerie, Lignocellulose-Bioraffinerie, marine Bioraffinerie)
 - b) Art der Technologie (z. B. Zwei-Plattform-Konzept, thermochemische Bioraffinerie)
 - c) Stand der Technik (z. B. konventionelle und fortgeschrittene Bioraffinerien wie die erste und zweite Generation der Bioraffinerien)
 - d) Haupt- und Zwischenprodukte (Syngas-Plattform, Zucker-Plattform, Lignin-Plattform)

Jedes dieser Bioraffineriekonzepte hat negative und positive Auswirkungen, die im Einzelfall identifiziert werden müssen. Außerdem haben alle Konzepte der Nutzung nachwachsender Rohstoffe einige gemeinsame Vor- und Nachteile.

Vorteile:

Wie schon zu Beginn dieses Kapitels erwähnt, ist der wichtigste Vorteil der nachwachsenden Rohstoffe die mögliche CO₂-Neutralität mit einem geschlossenen Kohlenstoffkreislauf. Eine zusätzliche Motivation ist die Schonung von endlichen fossilen Rohstoffen und politische Unabhängigkeit von Öl bzw. Gaslieferanten. Nachwachsende Ressourcen stellen hingegen eine sichere und nachhaltige Stoff- und Energiequelle dar. Aus diesem Grunde kann die Industrie das positive Image biobasierter Produkte gegenüber fossilen Produkten nutzen (Hatti 2007). Der wichtigste Vorteil der Nutzung von Biomasse ist die Etablierung einer weltweiten biobasierten Ökonomie oder Bioökonomie. Die Nutzung nachwachsender Rohstoffe eröffnet Industrie und Landwirten riesige Chancen zur Erschließung neuer Märkte und zur Entwicklung neuer, innovativer, hochwertiger und umweltfreundlicher Produkte, was darüber hinaus die Schaffung neuer Arbeitsplätze und Technologieexporte fördert. Zusätzliches großes Potential der Bioraffinerie stellen die zahlreichen Rohstoffquellen zur Erzeugung unterschiedlicher Produkte bei vollständiger Verwertung aller Rohstoffbestandteile dar (McCormick 2013).

Nachteile:

Ebenso wie die Vorteile der Nawaro ist die Bedeutung der meisten Nachteile umstritten. Landnutzung und Landumwandlung werden stets als Hauptproblem der Nutzung von Biomasse diskutiert. Einerseits wird als Folge der begrenzten nutzbaren Flächen der sogenannte „Tank gegen Teller Konflikt“ diskutiert, der eine Verteuerung und Verknappung von Nahrungsmitteln verursachen kann. Andererseits wird die zusätzliche Umweltbelastung durch die Nutzung von Düngemitteln und Pestiziden vielfach als Gegenargument angeführt (Mathews 2009) (Harvey 2011). Die mangelnde Wirtschaftlichkeit der biobasierten Produkte ist ein weiteres Hindernis für die Investoren, die Produkte sind meist teurer als ihre herkömmlichen fossilen Alternativen. Verantwortlich hierfür sind die fehlende Infrastruktur und die noch nicht optimierten Produktionsverfahren. Abschließend sei betont, dass zurzeit nicht alle

Grundchemikalien aus Biomasse hergestellt werden können. Außerdem gibt es im Vergleich zur fossilen Industrie noch Probleme hinsichtlich Qualität und Preisschwankungen der Rohstoffe bzw. der Produkte. Allgemein kann man sagen, dass die Umwandlung von erneuerbarem Kohlenstoff in Chemikalien im Vergleich zu den fossilen Umwandlungsprozessen am schlechtesten entwickelt ist (Viaggi 2012). Die Algen-Bioraffinerie besitzt beispielsweise großes Potential als Quelle zur Herstellung von Biodiesel, allerdings ist dieses Potential langfristig nicht rentabel. Bei der Entwicklung der Algen-Bioraffinerie müssen andere hochwertige biobasierte Nebenprodukte als zusätzliche Einnahmequelle identifiziert werden, um die hohen Anbau- und Verarbeitungskosten der Algenbiomasse auszugleichen. Nur anhand biobasierter Produkte mit hohem Wert und geringem Volumen bieten diese Ansätze Anreize für Investoren und versprechen wesentlich höhere Renditen (Foley 2011).

4.5 Nachhaltigkeit und Bioraffinerie

Für die Entwicklung einer biobasierten Ökonomie sind sowohl LCC als auch die wirtschaftliche Perspektive von großer Bedeutung. Unter optimistischen Annahmen könnten in der Zukunft 10 bis 20 % des Endenergieverbrauchs und der Rohstoffe aus Biomasse produziert werden. Nach Jungmeier et al. (2010) gewinnt ein weiterer, wichtiger Begriff an Bedeutung: die sogenannte Bioökonomie. Diese biobasierte Ökonomie trat zum ersten Mal im Jahre 2002 bei der OECD als politisches Konzept in Erscheinung (IEA 2009). Dieses Konzept beinhaltet eine effiziente Erzeugung und Nutzung biologischer Ressourcen, um in allen Wirtschaftsbereichen nachhaltige Produkte, Beschäftigungen und Einkommen zu gewährleisten. Obwohl nach Wiloso et al. (2012) Rohstoffe aus Lignocellulose-Biomasse ein enormes Potential besitzen, gestaltet sich die Umsetzung in vielen Ländern schwierig (Wiloso 2012). In den USA machen beispielsweise hohe Produktionskosten Bioethanol als Transporttreibstoff unwirtschaftlich. In der Bioraffinerie benötigen effiziente Prozesse häufig nur wenige Materialien und Chemikalien. Als Ergebnis werden niedrige Rohstoffkosten erzielt. Ein großer Teil der Kosten wird in der Regel durch den Energieverbrauch verursacht. Effiziente Energienutzung bei der Produktion ermöglicht meist geringe Investitionskosten. In einer fossilbasierten Raffinerie ist es meist das Ziel, Sauerstoff in oft teuren Oxidationsprozessen Kohlenwasserstoffen hinzuzufügen. Dies führt zu einem allgemeinen Anstieg der Produktionskosten mit Erhöhung des Sauerstoffgehalts (siehe Abbildung 36) (Lange 2010).

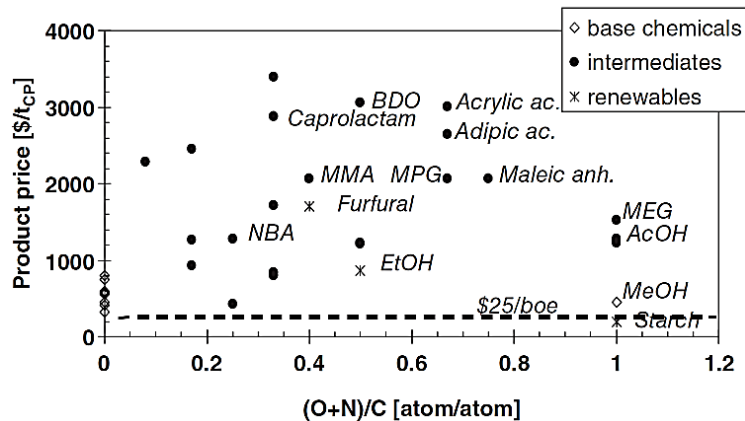


Abbildung 36: Historische Durchschnittspreise von fossil- und biobasierten Chemikalien (1975-1995 bei durchschnittlichem Ölpreis von etwa 23 \$ / bbl) (Lange 2010)

Im Gegensatz zu fossilen Kohlenwasserstoffen sind erneuerbare Ressourcen oft sehr reich an Sauerstoff-Funktionalitäten. Daher werden neue Prozesse benötigt, um die gewünschte Sauerstoff-Funktionalität zu erhalten und andere Funktionalitäten zu entfernen. Dieser Sauerstoffentzug erfordert auch hohe Investitionskosten. Die erneuerbaren Ressourcen werden am besten verwendet, wenn Zwischenprodukte mit hoher Sauerstoff-Funktionalität oder Polymere gewünscht sind. Eine selektive Desoxygenierung von Kohlenhydraten ist effektiver und damit billiger als die selektive Oxygenierung von Hydrogencarbonaten (Lange 2010) (Alles 2010). Diese Kosten sind zum Teil durch aufwändige Technologien begründet, wie etwa die Vorbehandlung, die Hydrolyse von Cellulose sowie Hemicellulose und Gärungsprozesse. Die entscheidende Rolle spielt laut Wiloso die Allokation. Die Wahl der jeweiligen Allokationsmethode beeinflusst entscheidend die Ergebnisse der Untersuchung, vor allem, wenn die ökonomische Komponente in Betracht gezogen wird (Wiloso 2012). In Entwicklungsländern sind der steigende Ertrag und die Optimierung der landwirtschaftlichen Produktion von größter Bedeutung. Durch eine zusammenfassende Bilanzierung der globalen Landnutzung sowie von essbarer und nichtessbarer Biomassenproduktion ergibt sich die Möglichkeit, einen Gesamtüberblick über direkte und indirekte Landnutzungsänderungen zu schaffen, die als Basis für eine politische Umstellung dienen kann (Weiss 2012). In Gold et al. wurden Veröffentlichungen zwischen den Jahren 2000 und 2009 auf Schnittstellen von Bioenergieproduktionen sowie Themen der Logistik und von Versorgungslieferketten miteinander verglichen. Zunächst wurden die Artikel gemäß deskriptiven Kriterien wie Zeitschrift, Veröffentlichungsjahr und Forschungsschwerpunkt untersucht. Danach wurden die Belange und Herausforderungen der Gestaltung und des Betriebs von Biomassenketten klassifiziert, die sichere und wettbewerbsfähige Preise für eine

Rohstoffversorgung für Bioenergieanlagen gewährleisten. Diese sind Ernten und Sammeln, Lagerung, Transport und technische Vorbehandlung sowie die Systemplanung für die Versorgung (Gold 2011). Luo et al. haben sich mit der wirtschaftlichen, ökologischen sowie mit der technischen Analyse eines Systementwurfs einer Lignocellulose-Bioraffinerie (LCF) für die Herstellung von Ethanol, Bernsteinsäure, Essigsäure und Strom befasst. Die wirtschaftliche Analyse zeigt, dass die entworfene LCF-Bioraffinerie großes Potential im Vergleich zu einer Ethanol-Bioraffinerie hat, selbst wenn der Preis von Bernsteinsäure sinkt und die Investitionskosten sich verdoppeln (Luo 2010). Ein weiteres großes Potential für die wirtschaftliche Optimierung einer Bioraffinerie sowie zur Verbesserung der Produktionseffizienz ergibt sich aus der Optimierung des Transportprozesses und der Verkehrsinfrastruktur. Empfehlenswert ist hierbei, die entsprechenden Aufbereitungsanlagen in Gebieten mit einer hohen Dichte von Biomasse zu planen sowie auf eine Modernisierung und die Vermeidung der Beauftragung dritter Transportanbieter zu achten (Yu 2009) (Akgul 2012) (Giarola 2011). Dies ist notwendig, um im Vergleich zu konventionellen fossilen Produkten langfristig wettbewerbsfähig zu bleiben. Bisher wurden biobasierte Produkte größtenteils in kleinen Versuchsanlagen produziert. Fortschritte in der Biotechnologie sowie eine Vergrößerung der Produktionseinrichtungen und Prozessintegrationen werden die Umweltauswirkungen und die Kosten für biobasierte Materialien höchstwahrscheinlich reduzieren. Um existierende Möglichkeiten zu quantifizieren, können Ergebnisse von Ökobilanzen mit Bewertungen von technischen und ökonomischen Lösungsansätzen kombiniert werden. Trotz der aktuellen Wachstumsraten und der hohen Preise fossiler Rohstoffe wird es voraussichtlich mindestens Jahrzehnte dauern, bis biobasierte Materialien erhebliche Marktanteile einnehmen können (Weiss 2012). Eranki und Dale analysierten einen LCA-Vergleich zwischen zentralisierten und dezentralisierten Produktionssystemen von Biomasse. Die beiden Systeme haben zwar den gleichen Energiebedarf, jedoch wurden bei dezentralisierten Systemen 3,7 % weniger Treibhausgasemissionen berechnet (Eranki 2011). Über die Bioraffinerie als Technologie und deren Nachhaltigkeit liegt eine erhebliche Menge an Informationen vor. Die Schwierigkeit liegt darin, Nachhaltigkeitskriterien und Indikatoren zu finden, um die Technologie zu beurteilen. Ziele und Indikatoren können auf verschiedene Dimensionen der Nachhaltigkeit und auf unterschiedlichen Ebenen definiert werden; so werden beispielsweise viele Indikatoren auf Länderebene definiert. Einige dieser Indikatoren können auch auf Technologieebene sinnvoll sein, z. B. die Menge an Treibhausgasen. Markevičius hat 35 Kriterien für Emerging Sustainability Assessment Frameworks vorgeschlagen. Die Mehrheit der Indikatoren konzentriert sich auf Umweltfragen mit zwölf Indikatoren,

vier Sozialindikatoren und nur einem wirtschaftlichen Indikator. Für Energie und Treibhausgasbilanz wurden andere Indikatoren wahrgenommen. Gesellschaftliche Indikatoren wie die Ernährungssicherheit haben einen eher geringen Einfluss auf die Ergebnisse, obwohl sie als wichtig angesehen werden (Markevičius 2010). Assefa diskutiert einen Ansatz zur Bewertung von Indikatoren für die soziale Nachhaltigkeit der technischen Systeme (z. B. Abfallwirtschaft oder Energiesysteme). Dafür wurde ein Beurteilungsinstrument namens ORWARE entwickelt und für die gesellschaftliche Akzeptanz der Energietechnologien als Fallstudie implementiert. Drei Indikatoren wurden bewertet: Wissen, Wahrnehmung und Angst (Assefa 2007). Balkema hat die Methodik ähnlich wie bei der LCA in drei Schritte gegliedert: (1) Festlegung des Ziels, (2) Inventaranalyse und (3) Optimierung und Ergebnisse. Der letzte Schritt ist für eine Beurteilung der Nachhaltigkeit unerlässlich. Dazu müssen verschiedene Tools genutzt werden, um verschiedenen Indikatoren zu ermitteln und Kompromisse oder Gewichtungen herzustellen (Balkema 2002). In einer Fallstudie der Nachhaltigkeitsbewertung von Bioethanolssystemen hat von Blottnitz die Ergebnisse in drei Kategorien strukturiert: (1) Verringerung der Abhängigkeit von fossilen Energieträgern, (2) Verringerung der Emissionen von Treibhausgasen (THG) und (3) Verringerung der gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen während des gesamten Lebenszyklus (Blottnitz, 2007). Geyer nutzt die Kopplung von Geoinformationssystemen (GIS) und Life Cycle Assessment (LCA) für die Biodiversitätseinschätzung und die Landnutzung der Bioethanolproduktion (Geyer 2010). Lopolito präsentiert eine Methodik, um politische Entscheidungen für Bioraffinerien zu treffen. Ziel ist die Identifizierung der am besten geeigneten politischen Optionen bei Unsicherheiten in Bezug auf die Entwicklung der Bioraffinerie (Lopolito 2011). Dal-Mas et al. präsentieren eine Mixed-Integer Linear Programming (MILP) Modellpolitik, um Entscheidungen und strategische Investitionen für die Ethanolwertschöpfungskette zu unterstützen. Ziel des vorgeschlagenen Modells ist es, den Wert zu maximieren und das finanzielle Risiko zu minimieren. Das Modell kann potentielle Investoren ohne bekannten Marktpreis von Ethanol und Biomasse durch einen szenariobasierten Ansatz unterstützen (Dal-Mas 2011). Bei einem weiteren räumlichen, technisch-ökonomischen Modell mit dem geographischen Informationssystem (GIS) wurden die Rohstoffproduktionsketten der Bioenergieproduktion untersucht und optimiert, um eine Gewinnmaximierung bei bestimmten Marktpreisen für Benzin, Strom und Koprodukte zu erzielen (Tittmann 2010). Die Forschung von Bai et al. konzentriert sich auf die Standortplanung zur Minimierung der Gesamtkosten der Bioraffinerie-Wertschöpfungskette. Zu diesem Zweck wurde ein heuristischer Algorithmus basierend auf einer Lagrange-Relaxierung als nichtlinear programmiertes Modell verwendet. Testbeispiele und

Sensitivitätsanalysen zeigen, dass die vorgeschlagenen Algorithmen das Problem effektiv lösen und die besten Lösungsansätze aufzeigen können (Bai 2011). Gerber et al. präsentieren eine Methode, bei der die LCA in ein thermo-ökonomisches Modell für ein Energiesystem integriert wurde, um die Kombination der Produktion von synthetischem Erdgas (SNG) und Strom aus Lignocellulose zu optimieren. Abhängig von Variablen der Wertschöpfungskette wurden Umweltindikatoren auf Basis von (LCI) Abschätzungen berechnet und Optimierungen (Thermodynamik, Wirtschaft und Umwelt) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen die wichtigen Auswirkungen des Prozessaufbaus sowie dessen Auswirkung/Einfluss auf die Umweltabschätzungen (Gerber 2011). Ursprünglich wurden beim Biomasseanbau lediglich die technisch-ökonomischen Kriterien betrachtet. Nach der Umweltbewegung gewannen die Umweltkriterien in der Biowirtschaft in Verbindung mit der nationalen und internationalen Politik an wachsender Bedeutung. Die Ergebnisse mehrerer Studien zeigen, dass die Kopplung von MCDA und LCA robust und zugleich einfach zu implementieren ist und bieten einen klaren Blick auf die am besten geeigneten Lösungsansätze. Diese Kopplung ermöglicht die Optimierung eines präzisen, zuverlässigen und reproduzierbaren Verfahrens zur Bewertung verschiedener Szenarien (Recchia 2011).

5 Entwicklung der Methodik und des Tools

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf der Entwicklung eines Ansatzes bzw. Tools, der auf der einen Seite Einzelentscheidungen auf Grundlage einer abgeschlossenen Präferenzsetzung z. B. im Rahmen von Partizipationsprozessen darstellen kann, und auf der anderen Seite auf einfache und schnelle Weise den Einfluss unterschiedlicher Präferenzen und Annahmen auf das Ergebnis untersuchen kann, um damit die Robustheit einer Entscheidung zu untersuchen. Dies stellt einen wichtigen Baustein für langfristige Planungshorizonte neuer Technologien und den technologischen Wandel dar. Wie in der folgenden Abbildung 37 gezeigt, werden die Kriterien in dieser Arbeit nicht wie üblich aggregiert betrachtet. Stattdessen werden die einzelnen Prozesse getrennt bewertet und dazugehörige Kriterien unabhängig voneinander berechnet. Diese können dann zu einem gesamten Ranking zusammengeführt werden. Vorteil dieses deskriptiven Ansatzes ist die Flexibilität und die Möglichkeit, Synergien zwischen Alternativen zu betrachten oder einzelne Prozesse unabhängig von der gesamten Produktionskette zu bewerten oder anzupassen. Dies ermöglicht eine schnelle und unkomplizierte Sensitivitätsanalyse. Der Einfluss der Änderung kann auf schnelle Weise betrachtet werden.

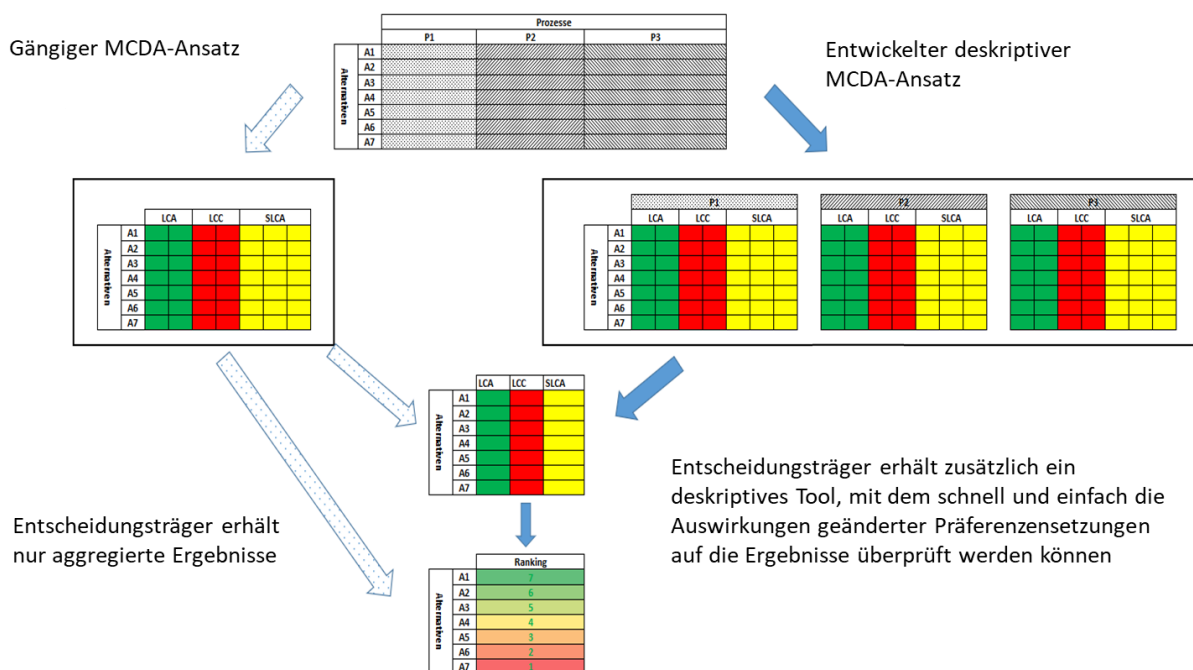


Abbildung 37: Unterschied zwischen aggregiertem und deskriptivem MCDA-Ansatz

5.1 Konzeption eines Entscheidungstools

In diesem Kapitel wird eine Entscheidungsunterstützungsmethode konzipiert. Diese Methode soll zukünftige neue Technologien für bestimmte Standorte in Abhängigkeit der Zielkriterien bewerten. Dieser Ansatz unterstützt die Entscheidungen von Politik und Investoren für die Gestaltung eines optimalen neuen Technologiesystems unter Berücksichtigung möglicher Auswirkungen auf ökologische, soziale, ökonomische und technische Bewertungskriterien. Die Auswahl geeigneter Technologien erfolgt für vordefinierte Produkte und für bestimmte Standorte. Die unterschiedlichen Technologien werden zuerst unabhängig voneinander betrachtet. Synergien werden z. B. bei der Nutzung derselben Rohstoffe berücksichtigt. Hierbei müssen ausreichende Kenntnisse über die Gesamtsystemproblematik der neuen Technologien sowie der Produkte, der lokalen Bedürfnisse, der technischen und politischen Fragen bezüglich der Alternativen sowie die am besten geeigneten Kriterien vorliegen. Wie in Abbildung 38 dargestellt, startet die Bewertung in Phase 1 mit der Definition des Ziels der Bewertung. In diesem Schritt müssen zusätzlich die Rahmenbedingungen, die Annahmen und die lokalen und globalen Beschränkungen der Bewertung festgelegt werden. Es soll darauf geachtet werden, dass die wichtigsten Aspekte hervorgehoben werden. Diese Phase wird hauptsächlich vom Entscheidungsträger bearbeitet. Als nächstes müssen in Phase 2 die Alternativen sowie die Kriterien und Subkriterien von Experten vorgestellt und mit den Entscheidungsträgern systematisch festgelegt werden. Das Problem wird hierbei in seine kleinstmöglichen Bestandteile zerlegt. Diese Bestandteile werden anschließend in einem hierarchischen System aus Alternativen, Kriterien und Unterkriterien synthetisiert. Es müssen in dieser Phase genügend Kenntnisse über das Problem vorliegen, um geeignete Kriterien für die Alternativen zu definieren. Hierbei müssen Entscheidungsträger und Experten alle möglichen Lösungen systematisch diskutieren. Gleichzeitig soll es möglich sein, zusätzliche Lösungen, Indikatoren oder Kriterien iterativ anzugeben, die eine bessere Entwicklung des MCDA und das Erreichen vorgeschlagener Ziele unterstützen. Nach Darstellung des hierarchischen Zielsystems werden in Phase 3 die globalen Kriterien anhand qualitativer Kriterien von Entscheidungsträgern gewichtet und Unterkriterien durch quantitative Gewichtungskoeffizienten durch Experten bereitgestellt. Die globalen Kriterien-Koeffizienten basieren in der Regel auf den Ergebnissen eines Entscheidungsträger-Komitees. Die Koeffizienten der Unterkriterien werden hingegen durch Experten aus Primärdaten, Datenbanken, Literaturquellen und Ergebnissen komplementärer LCA-, LCC- und SLCA-Studien gewonnen.

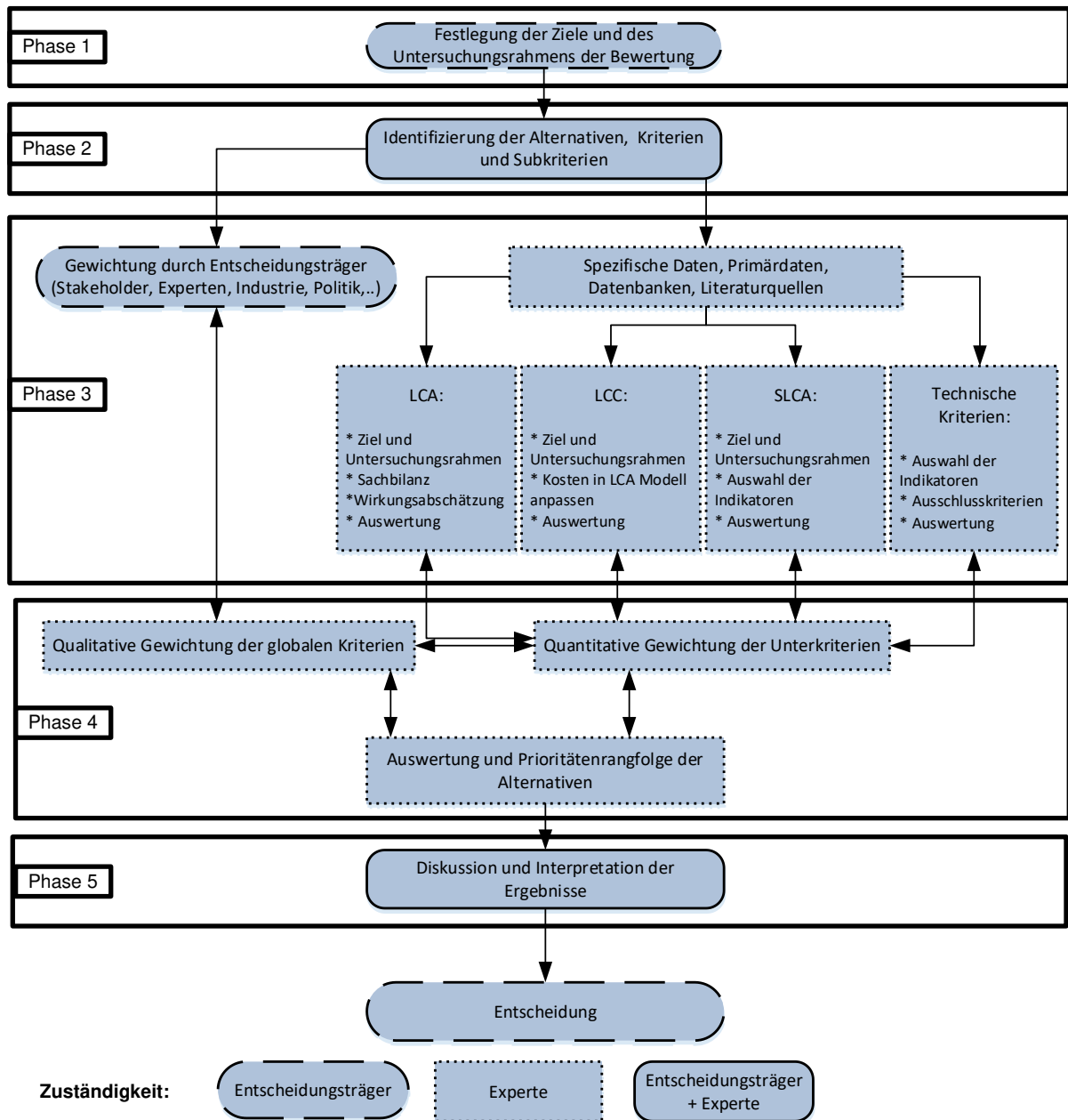


Abbildung 38: Grundstruktur des deskriptiven Vorgehens zur Entscheidungsfindung anhand des Entscheidungstools

In Phase 4 werden die relativen Indikatoren für alle Alternativen in der MCDA-Auswertung berechnet und in einer Gesamtwertung von Experten aggregiert. Als Endergebnis wird die Rangfolge der Alternativen dargestellt, so dass die besten Alternativen identifiziert werden können. Eine Überprüfung der Konsistenz der Ergebnisse bzw. der Unsicherheit ist notwendig, um die Belastbarkeit/Robustheit der Ergebnisse zu überprüfen. Diese Phase ist in Kapitel 5.4 genauer beschrieben. Die Ergebnisse müssen abschließend in Phase 5 von allen Beteiligten (Entscheidungsträger

und Experten) diskutiert werden, um eine gemeinsame Interpretation erreichen zu können. Bei Unstimmigkeiten müssen alle Schritte des Entscheidungsprozesses nochmals überprüft und verbessert werden. Zusätzlich werden in dieser Phase die Unsicherheiten und die Robustheit diskutiert.

Dieser Ansatz kann anhand des von Miah et al. vorgestellten hybridisierten Frameworks klassifiziert bzw. eingeordnet werden. Wie in Abbildung 39 gezeigt, ist das Framework in vier Phasen unterteilt (Miah 2017).

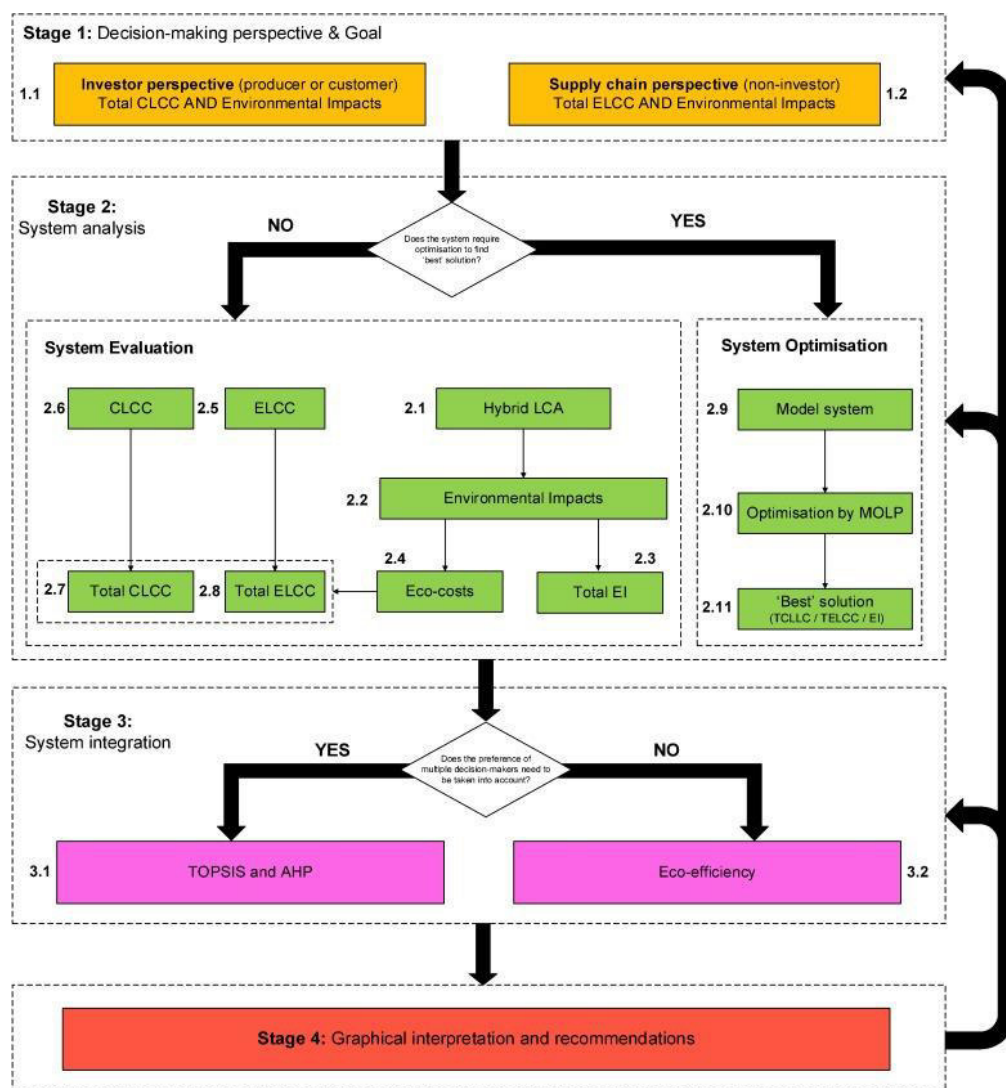


Abbildung 39: Hybridisierter konzeptioneller Rahmen um die Entscheidungsprozesse zur Verbesserung der Umwelt- und Wirtschaftsanalyse zu erleichtern (Miah 2017)

Der vorgeschlagene Rahmen beginnt mit der Entscheidung, aus welcher Entscheidungsperspektive die integrierte Bewertung durchgeführt werden soll. Die Perspektive in dieser Arbeit ist nicht aus der Sicht eines Investors, sondern aus der Sicht

eines Nichtinvestors, z. B. Politik oder Verantwortlicher der Lieferkette. Ein Investor interessiert sich in der Regel für Kosten und Kapitalrendite. In dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt auf Kosten und Einnahmen in jeder Phase des Lebenszyklus. In der zweiten Phase der Systemanalyse muss die Frage beantwortet werden, ob das System optimiert oder bewertet werden soll. In dieser Arbeit geht es um eine Bewertung anhand von LCA und Umwelt-LCC. Anschließend soll in der dritten Phase „System Integration“ entschieden werden, ob die Präferenzen mehrerer Entscheidungsträger berücksichtigt werden. Da dies in der vorliegenden Arbeit der Fall ist, muss eine multiattributive Nutzentheorie-Methode wie ELECTRE, PROMETHEE oder AHP genutzt werden. In der letzten Phase sollen die Ergebnisse grafisch interpretiert und Empfehlungen vorgeschlagen werden.

5.2 Kriterien

5.2.1 Qualitative Gewichtung der globalen Kriterien

Entscheidungsträger sind die Personen, die unter Berücksichtigung der Meinungen von Experten und Stakeholdern, die tatsächliche Verantwortung der endgültigen Entscheidung tragen. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Nutzung spezifischer Gewichtungen der globalen Kriterien die Unabhängigkeit zwischen den verwendeten Kriterien voraussetzt. Das MCDA ist jedoch in manchen Fällen eine Ausgleichstechnik, da die Gewichtungswerte der globalen Kriterien die niedrigen Gewichtungswerte anderer Unterkriterien kompensieren. Vor der Gewichtung und Beurteilung der globalen Kriterien müssen zunächst alle erforderlichen Daten gesammelt werden, die für eine Entscheidung notwendig sind. Anschließend werden alle Kriterien benannt, die zur Lösung des Bewertungsproblems wichtig erscheinen. Allgemein sollen die sogenannten MCDA-Gremien zur Bestimmung der Gewichtungen von Kriterien eingesetzt werden. Der Einsatz von MCDA-Gremien kann häufig nicht vermieden werden, da die meisten multikriteriellen Entscheidungsmethoden eine Gewichtung der Kriterien verlangen. Daher sollten Anwender auf die Zusammensetzung des Gremiums großen Wert legen, sodass spezifische Wünsche und Gegebenheiten im Vordergrund stehen. Die Ergebnisse der Beurteilungen von MCDA-Gremien sind häufig stark unterschiedlich und abhängig von der Berufserfahrung, unterschiedlichen Interpretationen und den persönlichen Präferenzen der jeweiligen Experten. Einige Studien zeigten jedoch, dass auch unterschiedliche Gremien zu sehr ähnlichen Endergebnissen kommen können. Auch wenn sich die konkreten

Zahlenwerte der Gewichtungen unterschieden, blieben die Tendenzen unverändert (Quintero 2012).

Um eine Übersicht über verschiedene Szenarien in Bezug auf die drei globalen Kriterien (ökologische, ökonomische und soziale Kriterien) wiederzugeben, wurden beispielhafte Gewichtungsszenarien entwickelt, welche in Tabelle 6 zusammengefasst sind. Im ersten Szenario wurden alle globalen Kriterien als gleichwertig eingestuft. Die weiteren Szenarien gewichten jeweils ein Kriterium (ökologisch, ökonomisch oder sozial) deutlich stärker als die anderen. In manchen Fällen werden einzelne Unterkriterien wie GWP ausschlaggebend für die Entscheidung sein. In diesem Fall können einzelne Unterkriterien als globalen Kriterien betrachtet und eine große Präferenz gegenüber allen anderen Kriterien bekommen. Dies ist im Szenario „GWP“ in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Beispiel für unterschiedliche Gewichtungsszenarien der globalen Kriterien

| Szenarien | Beschreibung |
|--------------|--|
| Gleichwertig | Alle globalen Kriterien (ökologische, ökonomische und soziale) sind gleich gewichtet. |
| Ökologisch | Ökologische Kriterien haben große Präferenz gegenüber den ökonomischen und sozialen Kriterien |
| Ökonomisch | Ökonomische Kriterien haben große Präferenz gegenüber ökologischen und sozialen Kriterien |
| Sozial | Sozialen Kriterien haben große Präferenz gegenüber ökologischen und ökonomischen Kriterien |
| GWP | GWP hat große Präferenz gegenüber den übrigen ökologischen Kriterien sowie den ökonomischen und sozialen Kriterien |

5.2.2 Quantitative Gewichtung der Unterkriterien

Um die Prozessketten zu vergleichen und somit die technologischen Alternativen zu ordnen, werden die jeweiligen globalen Kriterien (ökologische, ökonomische, soziale und ggf. technische Kriterien) in dazugehörige Unterkriterien unterteilt. Als Beispiel können die ökonomischen Kriterien mit der Einheit €/funktionelle Einheit dargestellt und aus Marktpreisen sowie Ergebnissen der LCC-Analyse hergeleitet werden.

Tabelle 7: Beispiele der Zuordnung der globalen Kriterien (ökonomisch, ökologisch, sozial und technisch) zu den dazugehörigen Unterkriterien mit der jeweiligen Einheit

| Globalen Kriterien | Unterkriterien | Einheit |
|--------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|
| Ökonomisch | Kosten - LCC des Rohstoffs | € |
| | Kosten - LCC der Umwandlung | € |
| | Kosten - LCC des Transports | € |
| | Marktpreis von Nebenprodukten | € |
| Ökologisch | Versauerungspotential | Mol H ⁺ -eq. |
| | Treibhauspotential | kg CO ₂ -eq. |
| | Landnutzung | kg SOC |
| | Terrestrische Eutrophierung | Mol N-eq. |
| | Ressourcenverbrauch - Wasser | m ³ |
| | Humantoxizität (kanzerogen) | CTUh |
| | Feinstaub/anorganische Emissionen | kg PM _{2.5} -eq. |
| | Photochemische Oxidantienbildung | kg C ₂ H ₄ eq. |
| | Ressourcenverbrauch | kg Sb-eq. |
| | Humantoxizität (nicht kanzerogen) | CTUh |
| | Ozonabbau | kg CFC-11-eq. |
| Sozial | Arbeitsplätze | Personenjahre |
| | Verletzungen | Anzahl/Jahr |
| | Todesfälle | Anzahl/Jahr |
| | Bildung und Ausbildung | Tage/Jahr |
| Technisch | Anzahl der Prozesse | Anzahl |
| | Reinheit | % |
| | Ausbeute | kg/kg |
| | Anzahl möglicher Nebenprodukte | Anzahl |

Bei Umweltkriterien können für jede Wirkungskategorie die Werte und Einheiten der Wirkungsabschätzungsmethode (ILCD 2011 Midpoint) übernommen werden. Die sozialen Unterkriterien können beispielsweise aus Anzahl von geschaffen Arbeitsplätzen, Unfälle, Bildung und Ausbildung oder anderen Arbeitsbedingungen zusammengestellt werden. Für eine konsistente Entscheidung sollen für eine bestimmte Problemstellung bzw. ein bestimmtes Produktionsmodul nur die wichtigsten Kriterien aus der Literatur und der gesellschaftlichen und politischen Diskussion ausgewählt werden. Zum Beispiel sind für den Transport Treibhauspotential, Landnutzung, Versauerungspotential und Eutrophierungspotential sowie Wasserverknappung die wichtigsten Indikatoren. Die Kriterien sind im Allgemeinen wegen der starken Wechselwirkung mit Bedacht zu wählen. Die Abhängigkeit von Unterindikatoren kann zu einem verzerrten Ergebnis führen. Tabelle 7 zeigt ein Beispiel der Zuordnung der globalen Kriterien (ökologische,

ökonomische, soziale und technische Kriterien) zu den dazugehörigen Unterkriterien mit der jeweiligen Einheit.

5.3 Auswahl einer MCDA-Methode

Aufgrund der Vielzahl multikriterieller Entscheidungsverfahren ist es wichtig, eine Bewertungsmethode auszuwählen, um das Problem der Bewertung für neue Technologien in Kombination mit LCA/LCC/SLCA spezifisch zu lösen. Im Hinblick auf allgemeine Anforderungen an den Bewertungsmethoden als auch die spezifische Ergänzung von MCDA sind die Anforderungen in der Tabelle 8 wichtig.

Vor diesem Hintergrund wurde eine eingegrenzte Auswahl von MCDA-Bewertungsverfahren näher betrachtet und verglichen, um eine passende Methode zur Bewertung von neuen Technologien auszuwählen. In der Literatur sind Nutzwertmethoden (NWA/AHP/ANP) und Outranking-Verfahren (ELECTRE/PROMETHEE) die am meistens genutzten MCDA-Methoden (Mardani 2017). Bei der ELECTRE-Methode wird den Alternativen keine Wertung zugewiesen und somit kein Ranking erstellt. Es wird z. B. die schlechteste Alternative ermittelt und somit die Anzahl der Alternativen verkleinert (Figueira 2010). Deswegen müssen nicht alle Alternativen im Vordergrund miteinander verglichen werden. Das Ergebnis kann schwache und starke Präferenzen sowie auch die Unvergleichbarkeit mehrerer Alternativen aufweisen und kann in manchen Fällen intransitiv und unvollständig sein. Dies erfordert weitere Vergleiche und Informationen, um klare Aussagen zu treffen.

Dies kann je nach Anwender als Vor- oder Nachteil betrachtet werden. Die Integration von Fuzzy-Logik in die ELECTRE-Methode ist ein weiterer Vorteil und ermöglicht die Nutzung des Konzeptes der Schwellenwerte (Buchanan 2017). Die ELECTRE-Methode ist dadurch nicht einfach zu verstehen ihre Plausibilität ist nicht einfach zu überprüfen. Die Robustheitsanalyse der Ergebnisse mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse ist komplexer als bei der Nutzwertanalyse (Simpson 1996). Stattdessen findet kein Kompensationseffekt statt (Figueira 2010). Für die Erleichterung der Anwendung der ELECTRE-Methode ist Software wie beispielsweise ELECTRE IS vorhanden (Greco 2006).

Tabelle 8: Anforderungen für die Auswahl der passenden Bewertungsmethode

| | Anforderungen | Kurzbeschreibung |
|---------------------------------|---|---|
| Allgemeine Anforderungen | Vollständigkeit | Erfasst alle möglichen Alternativen nach dem Entscheidungsmodell |
| | Softwarelösung | Methode kann in einem Standardtool implementiert und angewandt werden |
| | Qualität der Ergebnisse | Klare Ergebnisse |
| | Plausibilität für Laien | Plausible, verständliche, für Laien begreifliche Ergebnisse |
| MCDA | Kein Kompensationseffekt | Keine gegensätzliche Wirkung der Indikatoren. |
| | Strukturierung des Problems | Das Problem analysieren und in eine bestimmte Form (Struktur) bringen |
| | Sehr hohe Kriterienzahl | Eine hohe Kriterienzahl ist möglich |
| | Qualitative und quantitative Indikatoren | Die Methode ist flexibel und kann sowohl für qualitative als auch für quantitative Bewertungen angewandt werden |
| | Keine Gewichtung durch Entscheidungsträger erforderlich | Die Methode erfordert keine exakte Beurteilung der Alternativen durch Entscheidungsträger |
| | Gewichtung von Unterkriterien | Die Beurteilung von Unterkriterien durch den Entscheidungsträger ist möglich |
| | Problem der Rangumkehr | Hinzufügen oder Löschen von Alternativen kann die Reihenfolge der Alternativen ändern |
| | Kein paarweiser Vergleich | Es findet kein zeitaufwändiger paarweiser Vergleich durch Entscheidungsträger statt |
| | Konsistenzprüfung | Verfahren zur Prüfung der Beurteilung der Entscheidungsträger auf Konsistenz |
| | Ranking aller Alternativen | Nicht nur die beste Alternative festlegen, sondern die Reihenfolge aller Alternativen ordnen |

Ähnlich wie bei ELECTRE wird bei PROMETHEE-Methoden keine exakte Beurteilung der Alternativen vom Entscheidungsträger gefordert. Stattdessen wird z. B. Fuzzy-Logik in die Methodik integriert. Diese spart die zeitaufwändigen paarweisen Vergleiche, wodurch weniger Input als bei AHP benötigt wird (Macharis 2004). Zusätzlich ist die PROMETHEE-Methode im Vergleich zu ELECTRE einfacher zu verstehen und flexibler (Geldermann 2001). Neben der Bewertung von quantitativen und qualitativen Daten kann zusätzlich die Unvergleichbarkeit zweier Alternativen beurteilt werden (Athawale 2010). Ebenso stellt der Kompensationseffekt bei PROMETHEE keinen Nachteil dar (Macharis 2004). Die Gewichtung der Kriterien wird mit Hilfe einer festgelegten Verhältnisskala ermittelt. Hier besteht das Problem der Rangumkehr durch das Löschen oder Hinzufügen von Alternativen und es wird kein Rating, sondern nur ein Ranking als Ergebnis geliefert. Bei der PROMETHEE-Methode wird keine hierarchische Struktur verwendet. Dies erschwert die Nachvollziehbarkeit und das Verständnis der Ergebnisse, was teilweise mit einer Sensitivitätsanalyse untersucht werden kann (Geldermann 2001). Für die benutzerfreundliche Anwendung werden Softwarelösungen wie PROMCALC angeboten (Keyser 1996).

Der analytische Hierarchieprozess (AHP) ist eine Weiterentwicklung der im deutschen Raum bekannteren Nutzwertanalyse und zwingt zu einem paarweisen Vergleich aller Kriterien und möglichen Alternativen. Der Analytic Network Process (ANP) ist hingegen eine Weiterentwicklung des AHP und betrachtet zusätzlich den Einfluss aller Kriterien untereinander und ist somit komplexer. AHP ist eine grundsätzlich relativ einfache Methode und benötigt keinen anspruchsvollen mathematischen Ansatz. Aus diesem Grund ist sie für Entscheidungsträger verständlich und nachvollziehbar. Die Strukturierung des Problems in einer Hierarchie von Kriterien und Unterkriterien unterstützt zusätzlich die Entscheidungsfindung. Die Identifizierung von inkonsistenten Bewertungen durch den Konsistenzindex ist ein zusätzlicher Vorteil des analytischen Hierarchieprozesses (Coyle 2004). Diese Methode lässt sich gut mit anderen Verfahren kombinieren und kann sowohl mit quantitativen als auch mit qualitativen Daten umgehen. Für die computergestützte Durchführung existieren mehrere kostenlose und kostenpflichtige Softwarelösungen (Kahraman 2003). Ein kritischer Punkt ist die von Saaty festgelegte 9-Skala, die für einige Entscheidungsprobleme sehr stark begrenzt ist. Man könnte bei Bedarf eigene Skalen nutzen. Hierbei soll beachtet werden, dass die Konsistenzbewertung von Saaty dann nicht mehr gültig ist und die Ergebnisse anders interpretiert werden müssen (Coyle 2004). Bei der Gewichtung einer Vielzahl von Indikatoren wird in einigen Fällen die Konsistenz massiv verschlechtert, da der Mensch bei einer großen Anzahl an Auswahlprozessen Schwierigkeiten hat, konsistent zu beurteilen. Weitere Nachteile des AHP-Ansatzes sind der Zeitaufwand

bei paarweisem Vergleich einer hohen Anzahl von Kriterien und der Eintritt von Kompensationseffekten (Macharis 2004). In Tabelle 9 werden die Bewertungsmethoden nach zuvor festgelegten Anforderungskriterien qualitativ verglichen.

Tabelle 9: Vergleich der MCDA-Methoden nach festgelegten Anforderungen

| Anforderungen | Nutzwertmethoden | | | Outranking-Methoden | |
|---|-------------------------|------------|------------|----------------------------|----------------|
| | NWA | AHP | ANP | PROMETHEE | ELECTRE |
| Vollständigkeit | ∅ | + | + | -- | -- |
| Software-Lösung | + | + | + | + | + |
| Qualität der Ergebnisse | ∅ | + | + | ∅ | ∅ |
| Plausibilität für Laien | + | + | - | - | - |
| Kein Kompensationseffekt | ∅ | - | - | + | + |
| Strukturierung des Problems | - | + | + | - | - |
| Sehr hohe Kriterienzahl | + | ∅ | ∅ | + | + |
| Qualitative und quantitative Indikatoren | + | + | + | ∅ | ∅ |
| Keine Gewichtung von Entscheidungsträger erforderlich | - | - | - | + | + |
| Gewichtung von Unterkriterien | ∅ | + | + | - | - |
| Problem der Rangumkehr | ∅ | - | - | - | - |
| Keine Zeitaufwändige paarweisen | + | - | - | + | + |
| Konsistenzprüfung | - | + | + | - | - |
| Ranking aller Alternativen | + | + | + | ∅ | ∅ |

Legende: + = voll zutreffend; ∅ = teilweise zutreffend; -- = nicht zutreffend

Betrachtet man die Anforderungen wie Vollständigkeit, Plausibilität für Laien, Strukturierung des Problems, Konsistenzprüfung und Ranking aller Alternativen, sieht man, dass ANP und AHP die geeignetsten Methoden sind und diese die wichtigsten Anforderungen am besten erfüllen. Deshalb stellen sie sich als geeignete Bewertungsmethoden zur Bewertung von Technologiesystemen dar. Beide Methoden wurden nochmals genauer betrachtet. In Tabelle 10 sind die wichtigsten Unterschiede bzw. die Vor- und Nachteile von AHP und ANP aufgelistet.

Tabelle 10: Vor- und Nachteile von AHP und ANP

| | AHP | ANP |
|------------------|--|--|
| Vorteile | <ul style="list-style-type: none">• Hierarchische Strukturierung von Entscheidungsproblemen• Kombination mehrerer paarweiser Vergleiche zu einem konsolidierten Ergebnis• Plausible Ergebnisse | <ul style="list-style-type: none">• Einige Probleme können nur durch ANP beschrieben werden• Erzwingt präzise Definitionen von Knoten und Vernetzungen• Ideales Werkzeug, um ein bestimmtes Problem und seine Beziehung zu verwandten Faktoren tiefer zu verstehen |
| Nachteile | <ul style="list-style-type: none">• Wenn Konsistenzindex zu hoch ist, müssen die paarweisen Vergleiche überdacht und geklärt werden. | <ul style="list-style-type: none">• Erläuterung von Konzept und Prozess zum Management ist extrem anspruchsvoll• Erfordert spezifische Software• Überprüfung des Ergebnisses aufgrund von Rückkopplungsschleifen und Zusammenhängen sehr schwer |

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines methodischen Ansatzes, um die Entscheidungen der Politik und Investoren für die Gestaltung der optimalen neuen Technologien zu unterstützen und eine multikriterielle Bewertung „ad-hoc“ und ohne fundierte Kenntnisse zu gewährleisten. Bei der ANP-Methode ist die Überprüfung des Ergebnisses aufgrund von Rückkopplungsschleifen und Zusammenhängen sehr aufwendig und die Umsetzung ist sehr komplex. Das ist der entscheidende Grund, um die AHP-Methode auszuwählen. AHP ist sehr übersichtlich: Sowohl die Entscheidungskonsistenz der Entscheidungsträger als auch die Ergebnisse können erläutert und überprüft werden. AHP bietet eine anwenderfreundliche Unterstützung für Entscheidungsfindungen, die in Bezug auf Strukturierung, Vereinfachung und Rationalisierung mit anderen Methoden vergleichbar ist. Der Vorzug von AHP ist, dass diese Methode nicht nur den Vergleich quantitativer, sondern auch qualitativer Kriterien ermöglicht. Vorgehensweise und Anwendungsschritte von AHP werden in Kapitel 5.4 beschrieben.

5.4 AHP - Auswertung und Rangfolge der Prioritäten von Alternativen

Nach der Darstellung des hierarchischen Zielsystems und der Festlegung von globalen und Unterkriterien zur Bewertung der neuen Technologie wird im nächsten Schritt der paarweise Vergleich der globalen Kriterien als grundlegender Messmodus im AHP-Verfahren angewandt. Das Verfahren reduziert die konzeptionelle Komplexität des Problems, da lediglich zwei Komponenten zu einem bestimmten Zeitpunkt in Betracht gezogen werden. Die Paarvergleiche erfolgen zuerst auf der jeweiligen Kriterienebene im hierarchischen System. Sie sind einem gemeinsamen Element zugeordnet und unabhängig von der obersten und untersten Ebene. Dann werden bis zur letzten Hierarchieebene andere Subkriterien sukzessive abgeglichen. Das Ergebnis des paarweisen Vergleichs wird in eine Evaluationsmatrix eingetragen.

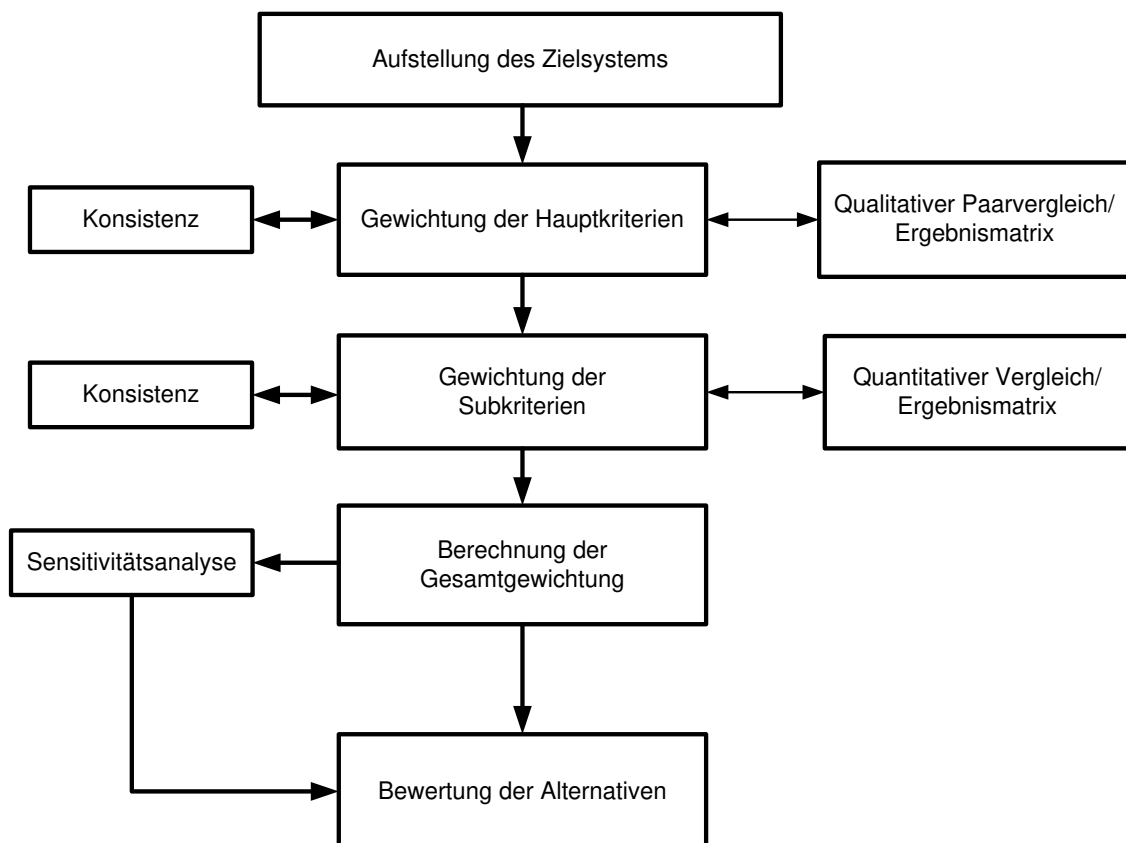


Abbildung 40: Prinzipieller Ablauf der Bewertung

5.4.1 Berechnung der Gewichtungsvektoren

Die paarweise Vergleichsmethode basiert auf einer semantischen Skala mit Werten von 1 bis 9, um die relativen Präferenzen für zwei Elemente der Hierarchie der neuen Technologie zu bewerten.

Tabelle 11: Saaty's 9-Punkte-Skala des paarweisen Vergleichs (Ghosh 2011)

| Skalenwert | Bedeutung |
|------------|-----------------------------|
| 1 | gleiche Bedeutung |
| 3 | etwas größere Bedeutung |
| 5 | deutlich größere Bedeutung |
| 7 | sehr viel größere Bedeutung |
| 9 | absolut dominierend |
| 2, 4, 6, 8 | Zwischenwerte |

Die Durchführung der AHP-Methode umfasst folgende Ablaufschritte:

Zuerst werden alle Technologie-Kriterien nach ihrer Wichtigkeit verglichen. Dafür kann die 1 bis 9-Punkte-Skala von Saaty verwendet werden (Tabelle 11). In diesem Schritt muss der Entscheidungsträger festlegen, welches Kriterium $K_i \in K$ am wichtigsten für ihn ist. Dazu muss eine Paarvergleichsmatrix M_1 erstellt werden (Saaty 2004), wie in der folgenden Gleichung für drei globale Kriterien der Technologie dargestellt:

$$M_1 = \begin{bmatrix} 1 & k_{u\ddot{o}} & k_{ut} \\ k_{\ddot{o}u} & 1 & k_{\ddot{o}t} \\ k_{tu} & k_{t\ddot{o}} & 1 \end{bmatrix} \quad (1)$$

$k_{u\ddot{o}}$: Koeffizient des Vergleichs der Umwelt und der ökonomischen Kriterien

k_{ut} : Koeffizient des Vergleichs der Umwelt und der technischen Kriterien

$k_{\ddot{o}t}$: Koeffizient des Vergleichs der ökonomischen und der technischen Kriterien

Für drei Kriterien $k = \{k_{u\ddot{o}}, k_{ut}, k_{\ddot{o}t}\}$ gibt der Entscheidungsträger einen Wert k_{ij} für den Vergleich dieser drei Kriterien in Bezug auf ihre Wichtigkeit nach vordefiniertem Ziel an. Die Matrix der Paarvergleiche muss reziprok sein, dafür gilt:

$$k_{ji} = \frac{1}{k_{ij}} \text{ für alle } i, j \in A \quad (2)$$

A: Kriterien-Menge

Alle anderen Alternativen werden auf die gleiche Art paarweise hinsichtlich des jeweiligen Kriteriums miteinander verglichen. Die Eigenvektoren werden als Gewichte für die Berechnung der Ergebnismatrix von Alternativen angesetzt. Dafür muss zuerst die Bewertungsmatrix mit den Maßnahmen (oder Werten) von Kriterien zerlegt werden. Diese Werte können sowohl qualitativ skaliert als auch quantitative Daten sein. Folgende Gleichung zeigt eine Bewertungsmatrix A:

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{bmatrix} \quad (3)$$

a_{ij} ist der entsprechende Wert oder die Maßnahme zu Alternative j in Bezug auf Kriterium i. Um die Alternativen in Bezug auf definierte Kriterienwerte vergleichen zu können, muss die Bewertungsmatrix zeilenweise normalisiert werden.

$$A' = \begin{bmatrix} a'_{11} & a'_{12} & a'_{13} \\ a'_{21} & a'_{22} & a'_{23} \\ a'_{31} & a'_{32} & a'_{33} \end{bmatrix} \quad (4)$$

$$\text{mit } a'_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum a_{ij}} \text{ für alle } i, j \in A \quad (5)$$

Hierbei werden der Eigenvektor und der maximale Eigenwert aus der Paarvergleichsmatrix berechnet, um die Prioritäten der einzelnen Kriterien darzustellen:

Zuerst wird die Paarvergleichsmatrix wie folgt sukzessiv quadriert:

$$M_1^2 = \begin{bmatrix} 1 & k_{12} & k_{13} \\ k_{21} & 1 & k_{23} \\ k_{31} & k_{32} & 1 \end{bmatrix}^2 = \begin{bmatrix} w_{11} & w_{12} & w_{13} \\ w_{21} & w_{22} & w_{23} \\ w_{31} & w_{32} & w_{33} \end{bmatrix} \quad (6)$$

$$\text{wobei } w_{ij} = k_{i1} \cdot k_{1j} + k_{i2} \cdot k_{2j} + k_{i3} \cdot k_{3j} \text{ und } k_{ii} = 1 \quad (7)$$

Anschließend werden die Zeilen der quadrierten Matrizen wie folgt im Summenvektor summiert:

$$S = \begin{bmatrix} s_1 \\ s_2 \\ s_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} w_{11} + w_{12} + w_{13} \\ w_{21} + w_{22} + w_{23} \\ w_{31} + w_{32} + w_{33} \end{bmatrix} \text{ Reihengesamtsumme } S_{ges} = s_1 + s_2 + s_3 \quad (8)$$

Zur Erlangung eines Vektors $V_1 = \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ v_3 \end{bmatrix}$ wird der Summenvektor S durch die

$$\text{Reihengesamtsumme } S_{ges} \text{ dividiert: } v_1 = \frac{s_1}{S_{ges}}, v_2 = \frac{s_2}{S_{ges}}, v_3 = \frac{s_3}{S_{ges}} \quad (9)$$

Die quadrierte Matrix M12 muss noch einmal quadriert sowie ein neuer Vektor V2 berechnet werden:

$$V_2 = \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ v_3 \end{bmatrix} \quad (10)$$

Sodann wird der Vektor V2 von V1 subtrahiert:

$$V = V_1 - V_2 = \begin{bmatrix} u_1 \\ u_2 \\ u_3 \end{bmatrix} \quad (11)$$

Diese Iteration wird solange durchgeführt, bis man einen Vektor V_n erhält, so dass

$$V_n - V_{n-1} = \begin{bmatrix} u_1 \\ u_2 \\ u_3 \end{bmatrix} \text{ mit } u_i \rightarrow 0 \text{ d. h. } V_n - V_{n-1} \text{ einen minimalen Wert erreicht, welcher}$$

beispielsweise $\pm 0,001$ betragen kann. Der Vektor V_{n-1} wird dann als Eigenvektor verwendet und damit das Ranking der Kriterien (auch ähnlich mit Alternativen) wiedergegeben. In einem weiteren Schritt folgt die Durchführung der Vergleiche in der Ebene der Subkriterien; diese basiert auf quantitativen Werten, wie zum Beispiel dem Vergleich von Preisen oder Treibhauspotential der Alternativen. Nach Berechnung einzelner Koeffizienten wird das Subkriterium des Eigenvektors ermittelt.

$$W_{sk} = \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \dots \\ w_n \end{bmatrix} \quad (12)$$

n: Zahl der Subkriterien

Zur Ermittlung des globalen Eigenvektors W_g wird der Kriterien-Eigenvektor mit dem Subkriterien-Eigenvektor multipliziert:

$$W_g(i) = W_n \times W_{n-1} \text{ für alle } i, n = \{1, 2, 3, \dots\} \quad (13)$$

Wg: Globale Eigenvektoren oder globale Gewichtung

Wn-1: Kriterien-Eigenvektoren;

Wn: Subkriterien-Eigenvektoren.

Anschließend wird die Ergebnismatrix E mit der normalisierten Bewertungsmatrix A' und den berechneten Eigenvektoren der Kriterien multipliziert:

$$E = \begin{bmatrix} a'_{11} & a'_{12} & a'_{13} \\ a'_{21} & a'_{22} & a'_{23} \\ a'_{31} & a'_{32} & a'_{33} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} w_{g1} \\ w_{g2} \\ w_{g3} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} P_{A1} \\ P_{A2} \\ P_{A3} \end{bmatrix} \quad (14)$$

Aus der Ergebnismatrix wird das Ranking von Alternativen anhand der berechneten Werte P_{A1} , P_{A2} und P_{A3} , ermittelt und $P = \max(P_{A1}, P_{A2}, P_{A3})$ als beste Alternative ausgewählt.

5.4.2 Überprüfung der Konsistenz der Paarvergleichsurteile

Für die Beurteilung der Inkonsistenzen der Entscheidungsträger wird ein Konsistenzindex (CI = Consistency Index) und ein Konsistenzanteil (CR = Consistency Ratio) berechnet. CR beurteilt, inwieweit die paarweise Vergleichsmethode mit reinen Zufallsmethoden (Random) konsistent ist. Die Beurteilung der Inkonsistenz führt die Entscheidungsträger sowohl zu einem besseren Verständnis des Problems als auch zur Verbesserung der eigenen Beurteilung. Die AHP-Methode basiert im Allgemeinen auf der Annahme, dass die Entscheidungsträger rational sind, d. h. beispielsweise, wenn A im Vergleich zu B bevorzugt wird, und B im Vergleich zu C bevorzugt wird, so ist A im Vergleich zu C bevorzugt. Die AHP-Methode basiert außerdem auf der Berechnung von lokalen und globalen Gewichten. Die lokalen Gewichte der einzelnen Evaluationsmatrix werden durch den Eigenvektor und den entsprechend maximalen Eigenwert bestimmt. Wenn A die konsistente paarweise Vergleichsmatrix ist, so ist der Vektor v mit

$$Av = \lambda v \text{ mit } \lambda \in \mathbb{R} \quad (15)$$

Folgende Gleichung wird mit Hilfe von E als Einheitsmatrix für die Berechnung des Eigenwerts benutzt:

$$\begin{aligned} Av - \lambda v &= 0 \\ \Leftrightarrow (A - \lambda E)v &= 0 \end{aligned} \quad (16)$$

Aufgrund der linearen Abhängigkeit gilt:

$$\det(A - \lambda E) = 0 \quad (17)$$

Es hat sich gezeigt, dass für eine konsistente Beurteilungsmatrix der maximale Eigenwert gleich der Dimension n der Matrix ist. Damit kann der Abstand zwischen λ_{\max} und n als Maß für Inkonsistenz verwendet werden.

Daraufhin kann der Konsistenzindex berechnet werden:

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n-1} \quad \forall n = \{1, 2, 3, \dots, n\} \quad (18)$$

Der Konsistenzanteil wird berechnet als das Verhältnis

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (19)$$

wobei RI eine Inkonsistenz gemäß Random-Index (Saaty) ist, dessen Wert mit der Dimension n der paarweisen Vergleichsmatrix variiert.

Die Berechnung der RI erfolgt mit Hilfe der von Saaty angegebene Tabelle 12, in dem die obere Reihe die Reihenfolge der Zufallsmatrixordnung darstellt, während die untere Reihe der entsprechende Index von Konsistenz RI für Zufallsbeurteilungen ist (Saaty, 2004).

Tabelle 12: Random-Inkonsistenz-Index von Saaty (Saaty, 2004)

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 0.00 | 0.00 | 0.58 | 0.90 | 1.12 | 1.24 | 1.32 | 1.41 | 1.45 | 1.49 | 1.51 | 1.48 | 1.56 | 1.57 | 1.59 |

Ist der CR größer als 0.1, so bedeutet dies, dass die Beurteilungen nicht vertrauenswürdig sind (Saaty, 2004). Die paarweise Vergleichsmethode muss aufgrund dieser mangelhaften Beurteilung wiederholt werden, um glaubwürdig und wertvoll zu sein (Peters 2002).

6 Aufbau des Tools

Das Excel-Tool soll strukturiert und für Entscheidungsträger nachvollziehbar aufgebaut werden. Dies erfolgte, nachdem die Phasen 1 und 2 (vgl. Abbildung 38) bearbeitet wurden und sowohl die Ziele und der Untersuchungsrahmen als auch die Alternativen, Kriterien und Subkriterien identifiziert wurden. Diese Informationen dienen als Leitfaden für den Aufbau des Tools. In dem Excel-Tool werden die für die Entscheidung nötigen Daten angegeben und die Berechnungen durchgeführt. Die Strukturierung des Problems in einem hierarchischen System aus Alternativen, Kriterien und Unterkriterien erleichtert den Aufbau des Tools. Einige Abbildung in diesem Kapitel basieren auf den Fallbeispiel im nächsten Kapitel und dienen als Beispiele für die Verdeutlichung. Alle mathematischen Gleichungen wurden in Kapitel 5.4 genauer erläutert.

6.1 Globale Kriterien

Die Koeffizienten der globalen Kriterien basieren in der Regel auf den Gewichtungen, die von einem Entscheidungsträger-Komitee festgelegt wurden (vgl. Phase 3, Abbildung 38). Im Tool wird der paarweise Vergleich des jeweiligen Kriteriums mittels „Dropdown-Liste“ durchgeführt. Dies ist die einzige Aufgabe des Entscheidungsträgers. Alle anderen Rechenvorgänge werden im Tool sequenziell automatisch berechnet. Das Tool ist für den Vergleich von bis zu 10 globalen Kriterien ausgelegt. Eine Erweiterung um zusätzliche Kriterien ist problemlos möglich. Abbildung 41 zeigt ein Beispiel des paarweisen Vergleichs der ökonomischen, ökologischen und technischen Kriterien im Excel-Tool.

| Paarvergleichsmatrix M1 | | | | | | | | | | |
|-------------------------|-------------|------------|-----------|----|----|----|----|----|----|-----|
| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch | K4 | K5 | K6 | K7 | K8 | K9 | K10 |
| ökologisch | 1,00 | 9,00 | 9,00 | | | | | | | |
| ökonomisch | 0,111111111 | 1,00 | 2,00 | | | | | | | |
| technisch | 0,111111111 | 0,5 | 1,00 | | | | | | | |
| K4 | | | | | | | | | | |
| K5 | | | | | | | | | | |
| K6 | | | | | | | | | | |
| K7 | | | | | | | | | | |
| K8 | | | | | | | | | | |
| K9 | | | | | | | | | | |
| K10 | | | | | | | | | | |
| Spaltensumme | 1,22 | 10,50 | 12,00 | | | | | | | |

Abbildung 41: Beispiel des paarweisen Vergleichs der ökonomischen, ökologischen und technischen Kriterien im Excel-Tool

Für den Vergleich der drei globalen Kriterien trägt der Entscheidungsträger die zuvor anhand der -1/9- bis 9-Punkte-Skala von Saaty (vgl. Tabelle 11) festgelegten Gewichtungswerte in die grünen Felder ein. Die Matrix der Paarvergleiche ist reziprok, weshalb die orange markierten Felder automatisch vervollständigt werden (vgl.

Gleichung (2). Diese Matrix-Vervollständigung wurde in Gleichung (3) betrachtet. Um die Alternativen in Bezug auf definierte Gewichtungen vergleichen zu können, wird die Bewertungsmatrix zeilenweise anhand der Gleichung (5) normalisiert, wie in Abbildung 42 beispielhaft dargestellt ist.

| Normalisierter Eigenvektor (Globale Kriterien) | | | | | | | | | | | |
|--|------------|------------|-----------|----|----|----|----|----|----|-----|-------------|
| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch | K4 | K5 | K6 | K7 | K8 | K9 | K10 | Zeilensumme |
| ökologisch | 0,82 | 0,86 | 0,75 | | | | | | | | 2,43 |
| ökonomisch | 0,09 | 0,10 | 0,17 | | | | | | | | 0,35 |
| technisch | 0,09 | 0,05 | 0,08 | | | | | | | | 0,22 |
| K4 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K5 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K6 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K7 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K8 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K9 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| K10 | | | | | | | | | | | 0,00 |
| Spaltensumme | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | | | | | | | 3,00 |
| | | | | | | | | | | | 1 |

Abbildung 42: Darstellung der Berechnung der normalisierten Eigenvektoren für globale Kriterien

Die Zeilensumme und der normalisierte Eigenvektor werden in dieser Abbildung mittels der Gleichungen (8) und Reihengesamtsumme (9) berechnet (vgl. Kapitel 5.4.1). Die Gewichtung der globalen Kriterien entspricht den normalisierten Eigenvektoren.

6.2 Subkriterien

Für einzelne Alternativen der Herstellung von Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure werden im Tool zunächst die quantitativen Werte der Unterkriterien angegeben. Für die Herstellung von Bioethanol werden sechs Produktionsalternativen betrachtet. Für Bernsteinsäure und Milchsäure stehen jeweils zwei Technologien zur Auswahl. Die Unterkriterien sind nach Prozessmodul horizontal gegliedert und werden durch Experten aus Primärdaten, Literaturquellen und Ergebnissen komplementärer Studien (LCA, LCC, SLCA) bereitgestellt.

Abbildung 43 ist ein Beispiel der Eingabe der Unterkriterien für die Prozesse Rohstoffe, Transport und Umwandlung für die Herstellung von drei verschiedenen Produkten mit unterschiedlichen Technologien im Tool zu sehen.

| Quantitative Angaben der Unterkriterien | | Prozess | | Rohstoff | | | | Transport | | Prozess | | | | | | | Produkt | | | | | | | | |
|---|---------------|----------------|---------|---|----------------------|-----------------------------------|--------------------------------|------------------|---|--|------------------|--------------------------------|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------|------------------|--------------------------------|---------------------------------|------------------------------|---------------------------------------|------------------|--------------------------|--|
| | | Unterkriterien | Prozess | Art der Biomasse (Nahrungsmittel/kein Nahrungsmittel (1/2)) | Landnutzung (kg SOC) | Ressourcenverbrauch - Wasser (m3) | Verzinsungsmittel (Mol H+ eq.) | GWP (kg CO2 eq.) | Preis - LCC des Anbaus von Biomasse (€) | Feinstaub/anorganische Emissionen (kg PM2.5 eq.) | GWP (kg CO2 eq.) | Preis - LCC des Transports (€) | Anbauzeit - A. Mineral. Carbonate und Gesteine (Tb) | Rezeptionsverhalten (Tb) | Rezeptionsverhalten (Tb) | Rezeptionsverhalten (Tb) | Quarantäne (kg CFC-11 eq.) | GWP (kg CO2 eq.) | Preis - LCC der Produktion (€) | Preis - LCC des Rohprodukts (€) | Preis - LCC des Produkts (€) | Marktpreis - gewichtete chemische Ubg | LCC des Produkts | Marktpreis - LCC Produkt | |
| Produkt 1 | Technologie 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 4 | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 5 | 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 6 | 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Produkt 2 | Technologie 1 | 7 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 3 | 9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Produkt 3 | Technologie 1 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Spaltensumme | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Abbildung 43: Beispiel der Eingabe der Unterkriterien für Rohstoffe, Transport und Umwandlung für die Herstellung von drei unterschiedlichen Produkten mit unterschiedlichen Technologien

Diese modulare Ansicht wird anschließend anhand der globalen Kriterien (z. B. ökologisch, ökonomisch und technisch) umstrukturiert (vgl. Abbildung 51). Jedes dieser globalen Kriterien wird später von ausgewählten Subkriterien beeinflusst. In der Abbildung 44 ist ein Beispiel der Zusammenstellung von Umweltkriterien dargestellt.

| Umstrukturierung der Unterkriterien | | Globale Kriterien | | | | | | | | | | Umwelt | | | | | | | | | | Ökonomie | | | | Technisch | |
|-------------------------------------|---------------|------------------------|------------------------------|---|---|--|----------------------|---|-----------------------|---|---------------------------------------|--|---------------------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|-------------------------------------|---|---|-------|----------|--|--|--|-----------|--|
| | | Prozess-Unterkriterien | Biomasse-Landnutzung (Koef.) | Biomasse-Ressourcenverbrauch - Wasser (Koef.) | Biomasse-Terrestriale Eutrophierung (Koef.) | Biomasse-Verseuerungspotenzial (Koef.) | Biomasse-GWP (Koef.) | Transport-Feinstaub/Anorg. Emissionen (Koef.) | Transport-GWP (Koef.) | Prozess-Feinstaub/Anorg. Emissionen (Koef.) | Prozess-Verseuerungspotenzial (Koef.) | Prozess-Humantoxizität - Kanzerogene (Koef.) | Prozess-Ozonabbau (Koef.) | Prozess-GWP (Koef.) | Preis - LCC des Rohstoffs (Koef.) | Preis - LCC des Transport (Koef.) | Preis - LCC der Produktion pro Prozessschritt | Preis - LCC der Nebenprodukte (Hjg) | Preis der Biomasse (Mehrwertsteuern abzüglich des Rohstoffumsatzes) | Preis der Biomasse (Mehrwertsteuern abzüglich des Rohstoffumsatzes) | | | | | | | |
| Produkt 1 | Technologie 1 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 3 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 4 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 5 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Spaltensumme | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | |
| Produkt 2 | Technologie 1 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Spaltensumme | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| Produkt 3 | Technologie 1 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |
| | Spaltensumme | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | | | | | | | |

| Umstrukturierung der Unterkriterien | | Globale Kriterien | | | | | | | | | | Umwelt | | | | | | | | | | Ökonomie | | | | Technisch | |
|-------------------------------------|---------------|------------------------|------------------------------|---|---|--|----------------------|---|-----------------------|---|---------------------------------------|--|---------------------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|-------------------------------------|---|---|--|----------|--|--|--|-----------|--|
| | | Prozess-Unterkriterien | Biomasse-Landnutzung (Koef.) | Biomasse-Ressourcenverbrauch - Wasser (Koef.) | Biomasse-Terrestriale Eutrophierung (Koef.) | Biomasse-Verseuerungspotenzial (Koef.) | Biomasse-GWP (Koef.) | Transport-Feinstaub/Anorg. Emissionen (Koef.) | Transport-GWP (Koef.) | Prozess-Feinstaub/Anorg. Emissionen (Koef.) | Prozess-Verseuerungspotenzial (Koef.) | Prozess-Humantoxizität - Kanzerogene (Koef.) | Prozess-Ozonabbau (Koef.) | Prozess-GWP (Koef.) | Preis - LCC des Rohstoffs (Koef.) | Preis - LCC des Transport (Koef.) | Preis - LCC der Produktion pro Prozessschritt | Preis - LCC der Nebenprodukte (Hjg) | Preis der Biomasse (Mehrwertsteuern abzüglich des Rohstoffumsatzes) | Preis der Biomasse (Mehrwertsteuern abzüglich des Rohstoffumsatzes) | | | | | | | |
| Produkt 1 | Technologie 1 | 1 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 2 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 3 | 3 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 4 | 4 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 5 | 5 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 6 | 6 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| Spaltensumme | | | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| Produkt 2 | Technologie 1 | 7 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 8 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Spaltensumme | | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| Produkt 3 | Technologie 1 | 9 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Technologie 2 | 10 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |
| | Spaltensumme | | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | 0,000/0,01 | | | | | | | |

Abbildung 44: Beispiel der Umstrukturierung der Unterkriterien zu globalen Kriterien.

Um die Alternativen in Bezug auf definierte Kriterien vergleichen zu können, muss der Normalisierungsprozess in folgenden Schritten durchgeführt werden (vgl. Kapitel 5.4.1).

- Spaltensumme (vgl. Gleichung 5)
- Zeilensumme (vgl. Gleichung 8)
- Normalisierter Eigenvektor (vgl. Gleichung 9)

Zur Verdeutlichung sind die Ergebnisse des Normalisierungsprozesses für die Umweltkriterien aus dem Fallbeispiel in Abbildung 45 dargestellt.

| Normalisierter Eigenvektor | | Globale Kriterien | | | Umweltkriterien | | | | | | | | | | Zeilensumme | Normalisierter Eigenvektor |
|----------------------------|---------------|------------------------|-------------------------------------|--|---|--|-------------------------|--|--------------------------|---|--|----------------------------------|------------------------|----------|-------------|----------------------------|
| | | Prozess-Unterkriterien | Biomasse- Landnutzung (Koef.) | Biomasse- Ressourcenverbra uch - Wasser (Koef.) | Biomasse- Territoriale Eutrophierung (Koef.) | Biomasse- Versauerungspot enzial (Koef.) | Biomasse-GWP (Koef.) | Transport- Feinstaub/ano gische Emissionen (Koef.) | Transport-GWP (Koef.) | Prozess- Ressourcenver brauch- mineralische Ressourcen (Koef.) | Prozess- Humantoxizität - Kancerogene (Koef.) | Prozess- Ozonabbau (Koef.) | Prozess-GWP (Koef.) | | | |
| Bioethanol | Technologie 1 | Mais | 1,46E-01 | 4,12E-02 | 1,98E-01 | 1,70E-01 | 1,58E-01 | 1,04E-03 | 3,30E-04 | 1,45E-01 | 1,62E-01 | 1,28E-01 | 9,54E-02 | 1,25E+00 | 1,13E-01 | |
| | Technologie 2 | Kartoffeln | 7,44E-02 | 1,65E-02 | 1,07E-01 | 1,39E-02 | 1,64E-01 | 2,33E-04 | 7,43E-05 | 2,09E-01 | 2,00E-01 | 1,52E-01 | 7,34E-01 | 1,67E+00 | 1,52E-01 | |
| | Technologie 3 | Zuckerrübe | 3,94E-01 | 8,64E-01 | 2,71E-02 | 3,57E-02 | 1,60E-01 | 2,96E-04 | 9,33E-05 | 1,49E-01 | 1,55E-01 | 1,81E-01 | 4,09E-02 | 2,01E+00 | 1,82E-01 | |
| | Technologie 4 | Zuckerrohr | 1,64E-01 | 4,27E-02 | 2,11E-01 | 2,68E-01 | 1,67E-01 | 1,23E-05 | 5,53E-06 | 1,47E-01 | 1,84E-01 | 1,81E-02 | 1,81E-02 | 1,35E+00 | 1,23E-01 | |
| | Technologie 5 | Zuckerhirse | 1,34E-01 | 1,50E-02 | 2,32E-01 | 2,69E-01 | 1,99E-01 | 1,50E-05 | 6,61E-06 | 1,47E-01 | 1,81E-01 | 1,88E-01 | 1,96E-02 | 1,40E+00 | 1,27E-01 | |
| | Technologie 6 | Weizen | 6,75E-02 | 5,60E-04 | 2,23E-01 | 2,43E-01 | 1,62E-01 | 9,98E-01 | 9,99E-01 | 2,03E-01 | 1,75E-01 | 1,67E-01 | 9,18E-02 | 3,33E+00 | 3,03E-01 | |
| Spaltensumme | | | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,10E+01 | 1,00E+00 | |
| Milchsäure | Technologie 1 | Mais | 4,65E-01 | 4,93E-01 | 5,30E-01 | 4,59E-01 | 5,07E-01 | 9,89E-01 | 9,84E-01 | 4,67E-01 | 4,95E-01 | 4,68E-01 | 3,97E-01 | 6,26E+00 | 5,69E-01 | |
| | Technologie 2 | Zuckerrohr | 5,35E-01 | 5,07E-01 | 4,70E-01 | 5,41E-01 | 4,93E-01 | 1,11E-02 | 1,57E-02 | 5,33E-01 | 5,05E-01 | 5,32E-01 | 6,03E-01 | 4,74E+00 | 4,31E-01 | |
| | Spaltensumme | | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,10E+01 | 1,00E+00 | |
| Bernsteinsäure | Technologie 1 | Zuckerhirse | 4,46E-01 | 6,87E-03 | 1,83E-01 | 2,04E-02 | 5,73E-01 | 1,97E-01 | 1,10E-02 | 5,45E-01 | 5,01E-01 | 5,00E-01 | 5,07E-01 | 3,49E+00 | 3,18E-01 | |
| | Technologie 2 | Stroh | 5,94E-01 | 9,93E-01 | 8,15E-01 | 9,80E-01 | 4,27E-01 | 8,03E-01 | 9,89E-01 | 4,55E-01 | 4,99E-01 | 5,00E-01 | 4,93E-01 | 7,51E+00 | 6,82E-01 | |
| | Spaltensumme | | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,10E+01 | 1,00E+00 | |

Abbildung 45: Ergebnisse des Normalisierungsprozesses (Beispiel: Umweltkriterien)

6.3 AHP Endergebnisse

Der nächste Schritt ist die Berechnung der Endergebnisse. Diese erhält man, indem man die normalisierten Eigenvektoren der globalen Kriterien mit dem zugehörigen normalisierten Eigenvektor der Subkriterien multipliziert (vgl. Gleichung 14). Anschließend werden zur Endbewertung die resultierenden Gewichtungen der einzelnen Alternativen addiert. Die Alternative mit dem höchsten Wert wird als geeignete Technologie ausgewählt. Die Endergebnisse werden dann im Tool als Ranking-Tabellen und Diagramme dargestellt. Die Alternativen mit dem größten Nutzwert bilden zusammen die geeigneten Technologien in Bezug auf die Kriterien. In der folgenden Abbildung sind beispielhaft die Ergebnisse aus dem Fallbeispiel der AHP-Rangfolge-Prioritäten unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten abgebildet.

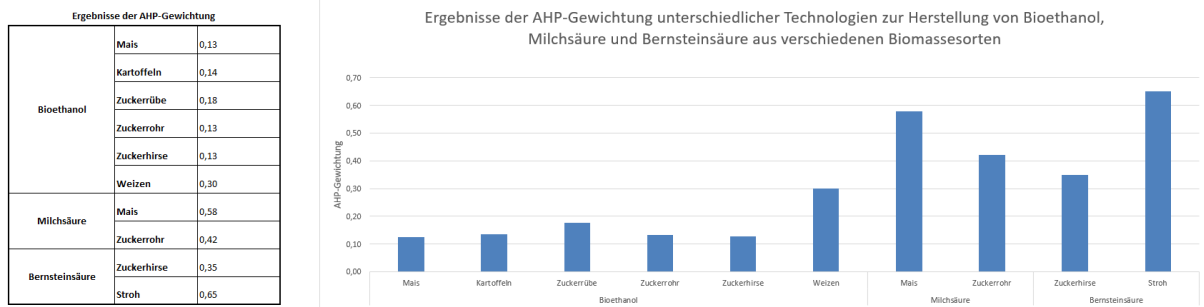


Abbildung 46: Darstellung der Ergebnisse aus dem Fallbeispiel der AHP-Prioritätenrangfolge unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten.

6.4 Konsistenzprüfung

Eine Untersuchung der Konsistenz bzw. der Unsicherheit der Ergebnisse ist notwendig, um die Robustheit der Ergebnisse zu überprüfen. Diese Phase ist in Kapitel 5.4.2 genauer beschrieben. Die Beurteilung der Inkonsistenzen der Gewichtung wird durch Konsistenzindex (CI) (vgl. Gleichung 18) und Konsistenzanteil (CR) (vgl. Gleichung 19) und Random-Inkonsistenz-Index (RI) (vgl. Tabelle 12) hergeleitet.

Bei einem CR-Wert größer als 0,1 sollen die Beurteilungen bzw. die paarweisen Gewichtungen wiederholt werden, um Konsistenz zu gewährleisten. Bei Unstimmigkeiten müssen die Ergebnisse von den Beteiligten (Experten und Entscheidungsträger) diskutiert und ggf. alle Schritte des Entscheidungsprozesses überprüft werden.

| Konsistenzprüfung | | Randomness Index, RI | |
|--|------|----------------------|------|
| Maximaler Eigenwert (λ_{\max}) | 3,11 | 1 | 0 |
| Konsistenzindex (CI) | 0,06 | 2 | 0 |
| Random Konsistenzindex (RI) | 0,58 | 3 | 0,58 |
| Konsistenzwert (CR) | 0,10 | 4 | 0,9 |
| | | 5 | 1,12 |
| | | 6 | 1,24 |
| | | 7 | 1,32 |
| | | 8 | 1,41 |
| | | 9 | 1,45 |
| | | 10 | 1,51 |
| | | 11 | 1,52 |
| | | 12 | 1,54 |
| | | 13 | 1,56 |
| | | 14 | 1,58 |
| | | 15 | 1,59 |
| | | RI | 0,58 |

Abbildung 47: Beispiel der Ergebnisse der Konsistenzprüfung

7 Fallbeispiel

7.1 Festlegung der Ziele und Untersuchungsrahmen der Bewertung

Das Ziel der Bewertung in diesem Fallbeispiel ist die Unterstützung bei der Entscheidungsfindung von Entscheidungsträgern zur Auswahl der geeigneten, neuen Technologien für die Herstellung bestimmter biobasierte Produkte. Hierbei sind sowohl ökologische, ökonomische als auch technische Bewertungskriterien zu berücksichtigen; außerdem soll eine „ad-hoc“ multikriterielle Bewertung ohne fundierte Kenntnisse gewährleistet werden. Anhand eines systematischen Ansatzes soll dazu die Synthese und Bewertung von hierarchischen Kriterien sowie die Komplexität bei der Entscheidung während der Technologieentwicklung bewältigt werden.

In dieser Fallstudie soll eine große zentrale Bioraffinerie mit Standort in Groß-Gerau für die Herstellung von Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Arten von Biomasse gebaut werden. Der Hauptgrund für die Empfehlung des Standorts Groß-Gerau liegt in der Verfügbarkeit von Datengrundlagen und langjährigen Erfahrungen in der Verbreitung von Biomasse. Vor einigen Jahren hatte die Südzucker AG ein Werk in Groß-Gerau. Die Zuckerproduktionsgesellschaft verarbeitete 826 000 Tonnen Zuckerrüben pro Jahr, eine Menge, aus der theoretisch ca. 70 000 Tonnen Bioethanol hergestellt werden könnten. Um eine Anlage dieser Größenordnung betreiben zu können, wird eine umfangreiche Biomasse-Infrastruktur von Rohstofflieferanten benötigt. Eine solche Infrastruktur lokaler Rohstofflieferanten ist bereits bis zu den Entsorgungsanlagen vorhanden: Bis zum Jahr 2007 konnte ein Netzwerk von ca. 2 000 Landwirten mit ungefähr 14 000 Hektar Land die gewünschte Menge an Zuckerrüben verlässlich liefern. Darüber hinaus könnte eine große Anzahl von Fachleuten und Mitarbeitern mit langjähriger Erfahrung in der Verarbeitung von Biomasse für den Betrieb der neuen Bioraffinerie gewonnen werden. Schließlich könnten auf diese Weise gewonnene Erfahrungen von Verwaltungsbehörden und Nachbarschaften die gesellschaftlichen Konflikte und Diskussionen im Hinblick auf die biobasierte Industrie des Betriebs von Bioraffinerien entschärfen. Die Produktionskapazität der derzeit in Deutschland betriebenen Bioethanol-Anlagen liegt zwischen 60 000 und 230 000 Tonnen Bioethanol pro Jahr. Bei allen in dieser Arbeit vorgestellten Alternativen der biobasierten Produktion wird eine Anlage mit einer Jahreskapazität von 90 000 Tonnen/Jahr Ethanol und einer Lebensdauer von 20 Jahren als Grundlage für die Berechnung angenommen. Diese Annahme basiert auf den Berechnungsgrundlagen der genutzten Datenbanken und dient dazu, die

Inhomogenität zu minimieren. Die Bioethanol-Anlageninfrastruktur wird einschließlich der Landnutzung, der Materialien, des Energieverbrauchs, der Emissionen und der Demontage mitberücksichtigt. Beispiele von betrachteten Kriterien und Zielgrößen werden in Tabelle 14 im folgenden Kapitel aufgelistet. Die unterschiedlichen Technologien werden unabhängig voneinander betrachtet. Synergien werden zunächst nicht berücksichtigt. Sowohl die Infrastruktur der Anlagen einschließlich der Landnutzung, Materialien, Energieverbrauch, Emissionen als auch die Demontage werden mitberücksichtigt.

7.2 Identifizieren der Alternativen, Kriterien und Subkriterien

7.2.1 Datengrundlagen

Bei Bewertungsstudien bestimmt grundsätzlich die Qualität der Daten die Qualität der Ergebnisse. Schlechte Datenqualität stellt im Allgemeinen ein großes Hindernis dar, das überwunden werden muss, um zuverlässige Bewertungsergebnisse zu erhalten. Zahlreiche bekannte Forschungsinstitutionen und industrielle Einrichtungen geben die Produktionsdaten nicht frei. Diese unterliegen strenger Geheimhaltung, insbesondere während sehr früher Entwicklungsphasen. Die ökonomische Analyse und die Umweltanalyse werden in der Regel intern durchgeführt und bewertet.

Die Daten wurden für die Errichtung einer Bioraffinerieanlage systematisch gesucht und ausgewertet. Die Datengrundlagen werden in drei Kategorien unterteilt. Die erste Kategorie beinhaltet standortunabhängige Daten wie Bilanzdaten der landwirtschaftlichen, chemischen und biologischen Verfahren sowie Transportsysteme. Zusätzlich werden technische Daten wie Ausbeute und Anzahl möglicher Nebenprodukte sowie internationale Marktpreise der Güter und Leistungen als standortunabhängig betrachtet. Die zweite Datenkategorie beinhaltet alle Daten, die international oder außerhalb Deutschlands ortsabhängig sind. Zuckerrohr und Zuckerhirse (sweet sorghum) werden jeweils aus Brasilien und China importiert, weshalb die Bilanzdaten des Anbaus im jeweiligen Land genutzt werden. Die Daten der dritten Kategorie werden im Kapitel Fallbeispiel der Bioraffinerie in Deutschland näher betrachtet. Dazu gehören z. B. Bilanzdaten für die angebaute Biomasse in Deutschland wie Mais, Weizen, Kartoffeln oder Zuckerrüben und die Vorketten der Energieproduktion. In einzelnen Fällen und bei Datenlücken werden Daten aus der Schweiz in Anspruch genommen. Die internationalen wirtschaftlichen Abkommen mit Deutschland, die politische Lage in den jeweiligen Importländern und ggf. anfallende Zollkosten werden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Dagegen werden die

Transportkosten nach Entfernung und Transportmittel anhand der ecoinvent-Datenbank (V3 Consequential) berechnet (Ecoinvent 2016).

In dieser Arbeit werden Daten für mehrere Technologien gleichzeitig gesucht. Es wird zuerst die Ebene einzelner Produktionsprozesse näher betrachtet und die dazugehörigen Sachbilanzdaten erfasst. Anschließend werden die vorliegenden LCA-Datenbanken wie ecoinvent und GaBi analysiert, danach wird nach allen betrachteten Prozessen gesucht. Die vorhandenen Prozesse werden analysiert und ggf. an den entsprechenden Standort angepasst. Zusätzlich werden die Kosten geprüft, die bei sehr großem Unterschied gegenüber den aktuellen Preisen angepasst werden. Im Falle anderer Technologien und Prozesse, die nicht in den LCA-Datenbanken vorliegen, werden die Prozessdaten anhand einer Literaturrecherche gesucht, in openLCA gepflegt und angepasst. Anhand dieser Daten werden LCA- und LCC-Analysen durchgeführt, um die ökologischen und ökonomischen Indikatoren zu berechnen. Technische Daten wie die Ausbeute werden aus Bilanzdaten errechnet. Andere technische Daten wie die Anzahl von Nebenprodukten oder die zeitliche Verfügbarkeit der Biomasse werden zusätzlich anhand einer Literaturrecherche ergänzt.

Tabelle 13 gibt einen Überblick der Datenquellen und Datengrundlagen für die Produktion von Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen nachwachsenden Rohstoffen. Die Daten des Biomasseanbaus werden zum Großteil aus den Datenbanken ecoinvent und GaBi entnommen; die verbleibenden Informationen werden aus anderen Online-Datenbanken wie FAOSTAT, KTBL oder Proplanta ergänzt (FAOSTAT 2018, KTBL 2018, Proplanta 2018). Bei Transportdaten werden eigene Annahmen getroffen und auf ecoinvent zurückgegriffen, um die Homogenität der Daten zu gewährleisten. Beim Herstellungsprozess werden dagegen verschiedene wissenschaftliche Veröffentlichungen ausgewertet und die entnommenen Daten an das ecoinvent-System angepasst. Das Ziel hierbei ist es, die Upstreamprozesse von ecoinvent zu nutzen. Für die Vollständigkeit werden neben ecoinvent zahlreiche weitere Datenbanken und Literaturquellen zur Ermittlung aktueller Daten herangezogen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde auf folgende Datenbanken zurückgegriffen: AgriBalyse, USDA, NEEDS, ELCD, BioEnergieDat (Nexus 2016).

Leider ist die Verfügbarkeit adäquater Daten bzw. LCA-Studien für biobasierte Produkte sehr begrenzt und überwiegend der Geheimhaltung entsprechender Institute und Forschungseinrichtungen unterworfen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass entsprechende Prozesse und Herstellungsverfahren sich noch am Anfang ihrer Entwicklung befinden. Bei mehreren Instituten und Anlagenbetreibern wurden Nachfragen durchgeführt, die jedoch mit geringem Erfolg der Datenbeschaffung verbunden waren. Daher wurden verfügbare LCA-Studien über biobasierte Produkte

Tabelle 13: Darstellung der Datenquellen und Datengrundlagen für die Produktion von Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen nachwachsenden Rohstoffen

| | Biomasseanbau | | | Transport | | | Herstellungsprozess | | |
|----------------|-----------------------------|-------------------------|---|--|----------|---------|--|--|--------------------------------------|
| | Umwelt | Ökonomie | Technik | Umwelt | Ökonomie | Technik | Umwelt | Ökonomie | Technik |
| Bioethanol | Mais | | | | | | | | |
| | Kartoffeln | | | | | | | | Jungbluth 2007, Fromentin 2000 |
| | Zuckerrübe | | | | | | | | Gnansounou 2004 |
| | Zuckerrohr | | | | | | | | Jungbluth 2007, Gnansounou 2004 |
| | Zuckerhirse (sweet sorghum) | | | | | | Ecoinvent 2018, Jungbluth 2007, Gnansounou 2004, Enguidanos 2002 | Ecoinvent 2018, Jungbluth 2007 | |
| Milchsäure | Weizen | Nemecek 2007, GaBi 2018 | FAOSTAT 2018, KTBL 2018, proplanta 2018, Ecoinvent 2018 | Nemecek 2007, Jungbluth 2007, Searates 2018, Eigene Annahmen | | | | | |
| | Mais | | | | | | | | Almodares 2009 |
| Bernsteinsäure | Zuckerrohr | | | | | | | Gnansounou 2004, Enguidanos 2002, Ecoinvent 2018 | Gnansounou 2004, Galitsky 2003, GaBi |
| | Zuckerhirse (sweet sorghum) | | | | | | Vink 2007, GaBi 2018i, Ecoinvent 2018, pubchem 2018 | | |
| | Stroh | | | | | | Daful 2017, Ecoinvent 2018 pubchem 2018 | | |
| | | | | | | | Moussa 2016, Ecoinvent 2018, pubchem 2018 | | |
| | | | | | | | Luo 2010, Kim 2004, Li 2011, Ecoinvent 2018, pubchem 2018 | | |

herangezogen und nach Möglichkeit und Kompatibilität mit aktuellen Daten der oben genannten Datenbanken und Literatur erstellt. Die Sachbilanzdaten wurden nach bestem Wissen und Kenntnisstand an die Daten der ecoinvent-Datenbank angepasst bzw. ergänzt. Alle Nebenprozesse, wie etwa die Transportprozesse, werden anhand eines in ecoinvent zur Verfügung stehenden Prozessmoduls modelliert. Für die Entfernung der einzelnen Transportstrecken werden entsprechende Annahmen getroffen, die an entsprechender Stelle genauer erläutert werden. Zur ersten Strukturierung der Daten werden im nächsten Kapitel Produktionsmodule, Kriterien und Alternativen festgestellt. Anschließend werden nach Umstrukturierung der Kriterien nach dem AHP-Hierarchiesystem die sukzessiven und iterativen Rechnungen der AHP-Methode durchgeführt. Die Endergebnisse werden dann als Ranking-Tabellen und Diagramme zu vergleichender Alternativen den Entscheidungsträgern vorgestellt, so dass das mögliche weitere Vorgehen besprochen werden kann. Die Kriterien stellen den wichtigsten Baustein in dieser Strukturierung und somit für die Ergebnisse dar. In diesem Fallbeispiel werden die ökologischen, ökonomischen, und technischen Kriterien als globale Kriterien angenommen. In einem früheren Entwicklungsstadium machen die sozialen Kriterien wenig Sinn, da es um eine vergleichende Bewertung geht. Zugespitzt kann gesagt werden, dass ohne reale Datenerfassung keine sozialen Unterschiede zwischen der Herstellung von Bioethanol aus Mais oder Weizen ausmachen werden können. In der folgenden Tabelle werden die globalen Kriterien (ökologische, ökonomische, und technische Kriterien) zu den dazugehörigen Unterkriterien mit der jeweiligen Einheit zugeordnet. Als Beispiel werden alle Kriterien des Moduls „Anbau von Biomasse“ zusammengestellt. Diese Kriterien können jederzeit einzeln aktualisiert und verbessert werden.

Tabelle 14: Zuordnung der globalen Kriterien (ökologische, ökonomische, und technische Kriterien) zu den dazugehörigen Unterkriterien mit der jeweiligen Einheit; FE: 1 kg biobasierte Chemikalien

| Globalen Kriterien | | Unterkriterien | Einheit |
|--------------------|--------------------|---|---------------------------|
| Ökonomie | | Kosten - LCC des Anbaus von Biomasse | € |
| | | Kosten - LCC der Transformation | € |
| | | Kosten - LCC des Transports | € |
| | | Marktpreis von Nebenprodukten | € |
| Ökologisch | Anbau von Biomasse | Versauerungspotential | Mol H ⁺ -eq. |
| | | Treibhauspotential | kg CO ₂ -eq. |
| | | Landnutzung | kg SOC |
| | | Terrestrische Eutrophierung | Mol N-eq. |
| | | Ressourcenverbrauch - Wasser | m ³ |
| | Transport | Treibhauspotential | kg CO ₂ -eq. |
| | | Feinstaub/anorganische Emissionen | kg PM _{2.5} -eq. |
| | Bioraffinerie | Treibhauspotential | kg CO ₂ -eq. |
| | | Ressourcenverbrauch | kg Sb-eq. |
| | | Humantoxizität - kanzerogen | CTUh |
| | | Prozess-Ozonabbau | kg CFC-11-eq. |
| Technisch | | Art der Biomasse (Nahrungsmittel/kein Nahrungsmittel) | 1 oder 2 |
| | | Biomasseverfügbarkeit | Monate |
| | | Ausbeute | kg/kg |
| | | Anzahl möglicher Nebenprodukte | Anzahl |

7.2.2 Festlegung von Produktionslinien und Prozessmodulen

In diesem Unterkapitel werden zunächst die zu untersuchenden biobasierten Chemikalien und somit die unterschiedlichen Produktionslinien festgelegt. Alle Prozesse und Produktionsschritte werden dann in Kapitel 7.2.2 analysiert. Die Stoff- und Energieströme der Prozesskette werden anschließend als Datengrundlage für die ökologische (LCA), ökonomische (LCC) und technische Bewertung dienen.

Mit steigendem Interesse an biobasierten Produkten wurde eine Reihe von Auswertungen veröffentlicht, die die technischen Erfordernisse und Chancen in der Bioökonomie untersuchen und die vielversprechenden Produkte selektieren. In einer Übersichtsstudie des VDI (Biomasse – Rohstoff der Zukunft für die chemische Industrie) wurde die chemische Nutzung von Biomasse betrachtet. Als Hauptauswahlkriterium für die Bildung einer biobasierten Plattformchemikalie wurde das Substitutionspotential von erdölbasierten Basischemikalien festgelegt.

**Tabelle 15: Bewertung der chemischen Verbindungen anhand festgelegter Kriterien
(Bozell 2010)**

| Chemische Verbindung | Umfangreiche Literatur | Mehrere Anwendungen | Direkte Substitution | Massenproduktion | Plattformpotential | Industrielle Hochskalierung | Bestehendes Handelsprodukt | Plattformchemikalien | Kommerzielles biobasiertes Produkt |
|-------------------------------|------------------------|---------------------|----------------------|------------------|--------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------|------------------------------------|
| Ethanol | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| Furfural | +++ | ++ | + | ++ | + | + | +++ | ++ | +++ |
| Hydroxymethylfurfural (HMF) | +++ | ++ | + | + | ++ | + | + | ++ | + |
| 2,5-Furandicarbonsäure (FDCA) | +++ | + | + | +++ | ++ | + | + | + | + |
| Glycerin / Derivate | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| Isopren | +++ | ++ | +++ | +++ | + | +++ | +++ | + | + |
| Bio-Kohlenwasserstoffe | +++ | ++ | +++ | + | + | + | + | ++ | + |
| Milchsäure | +++ | +++ | + | +++ | ++ | + | ++ | + | + |
| Bernsteinsäure | +++ | +++ | + | + | +++ | +++ | + | + | + |
| 3-Hydroxypropionsäure (HPA) | +++ | + | +++ | +++ | ++ | + | + | + | + |
| Levulinsäure | +++ | ++ | +++ | ++ | +++ | +++ | + | +++ | + |
| Sorbit | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ | +++ |
| Xylitol | +++ | +++ | + | + | +++ | + | ++ | +++ | ++ |

+++ = hoch; ++ = mittel; + = niedrig

Es wurden aus 26 Substanzen anhand Industrie- und Ingenieur-Informationen sowohl Endprodukte als auch Chemikalien für die Polymerindustrie untersucht (Grimm 2011). In einem Bericht des US Department of Energy (USDOE) wurde die „Top Ten“ aus 300 gewonnenen Chemikalien ausgewählt, die eine Chance haben, sich auf dem Markt zu etablieren. Anhand verschiedener Kriterien wurden die vielversprechendsten Technologien und Produkte für die Bioraffinerie identifiziert. Als Kriterien dienten beispielsweise die vorliegende umfangreiche, aktuelle Literatur, die direkte Nutzung und Anwendung sowie die unmittelbare Substitution vorhandener fossiler Chemikalien. Weitere Kriterien sind Massenproduktion, Endproduktkosten, Reinheit, das Potential der Plattformchemikalien, sowie die industrielle Hochskalierung. Die folgende Tabelle zeigt die Klassifizierung biobasierter Chemikalien nach den genannten Bewertungskriterien (Bozell 2010).

In dieser Arbeit wird die Bioraffinerie nach bestimmten Endprodukten bzw. Produktionslinien modelliert. Dafür werden die folgenden biobasierten Produkte

aufgrund der Datenverfügbarkeit, ihrer heutigen und zukünftigen ökonomischen Bedeutung und ihres bestehenden Marktbedarfs ausgewählt:

- Ethanol
- Milchsäure
- Bernsteinsäure

Zur Vereinfachung des Bioraffineriesystems werden die einzelnen Produktionslinien analysiert und bewertet. Anschließend werden sie in einem Gesamtsystem zusammengefasst und bewertet. Die Produktionslinien enthalten viele Produktionsprozesse oder Schritte der Lebenszyklen dieser Produkte, vom Anbau der Biomasse (Rohstoffe) über den Transport bis hin zur Herstellung von Hilfs- oder Inputstoffen für Pharma- und chemische Industrie. Diese Produktionsprozesse werden als Prozessketten bezeichnet. Folgende Abbildung zeigt eine einfache Darstellung der betrachteten Module und Systemgrenzen.

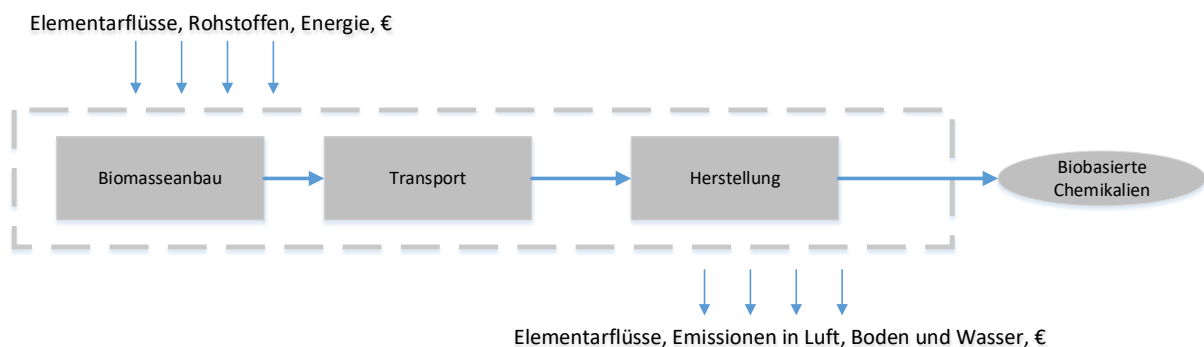


Abbildung 48: Darstellung von in dieser Arbeit betrachteten Modulen und Systemgrenzen

Die Komplexität der Bioraffinerie besteht darin, dass aus Biomasse unterschiedliche End- und Nebenprodukte hergestellt werden können. Gleichzeitig können aus mehreren Rohstoffen gleiche End- und Nebenprodukte hergestellt werden. Je nach Herkunft der Rohstoffe werden mehrere Transportmittel verwendet, um diese zu den Verarbeitungsanlagen zu transportieren. Daher bildet der Transport als nächster Schritt nach dem Anbau der Biomasse das zweite Prozessmodul der Bioraffinerieprozesskette. Unter „Prozessen“ sind die verschiedenen Produktionsverfahren einer Bioraffinerie zu verstehen, die die Anlagen zur Umwandlung und Trennung von Bioraffinerieprodukten miteinschließen. Hierbei kann man folgenden Verfahren unterscheiden (Moulijn 2013):

- Mechanische Verfahren (Zerkleinern, Zerstäuben, Agglomerieren, Trennen, Sieben, Mischen)

- Thermische Verfahren (Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse, Thermolyse, hydrothermale Verfahren)
- Chemisch-katalytische Verfahren (Grundoperationen zur Stoffumwandlung, z. B. Oxidation, Hydrierung, Veresterung, Veretherung, Isomerisierung, Hydrolyse, Polymerisation)
- Biotechnologische Verfahren (z. B. Fermentationsprozesse)
- Purifikation (Filtration, Destillation, Extraktion, Kristallisation, Adsorption, Absorption, Sieben).

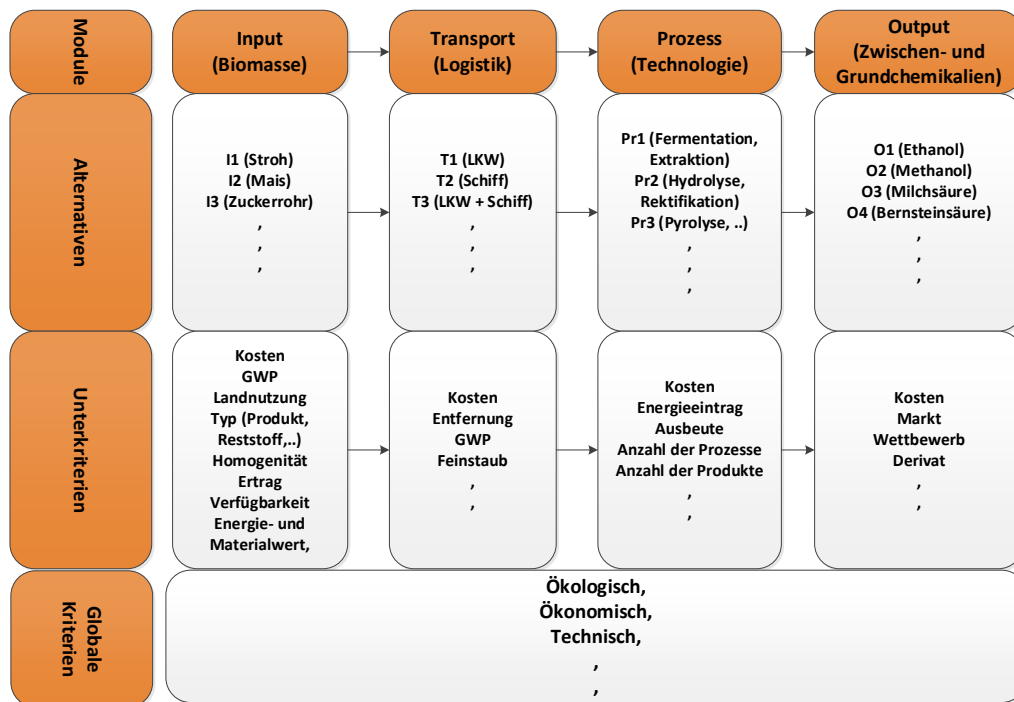


Abbildung 49: Aufbau des Bioraffineriesystems

Jedes Modul in der Prozesskette kann mehrere Alternativen enthalten. Wie in Abbildung 49 gezeigt, soll zunächst die Biomasse angebaut werden; dieses erste Modul beinhaltet das gesamte Agrarverfahren bis zur Lagerung. In einem zweiten Modul soll die Ernte zur Verarbeitungsanlage transportiert werden. Anschließend wird die Biomasse in einem dritten Modul zu Endprodukten verarbeitet, so dass ein marktreifes Endprodukt vorliegt. Jedes dieser Module beinhaltet zur Auswahl verschiedene Alternativen. Im Modul Biomasse stehen verschiedene Biomassearten wie Stroh, Mais, Zuckerrohr etc. zur Auswahl. Beim Transport kann zwischen Beförderungsmitteln wie Schiff, Zug, LKW, Flugzeug oder einer Kombination verschiedener gewählt werden.

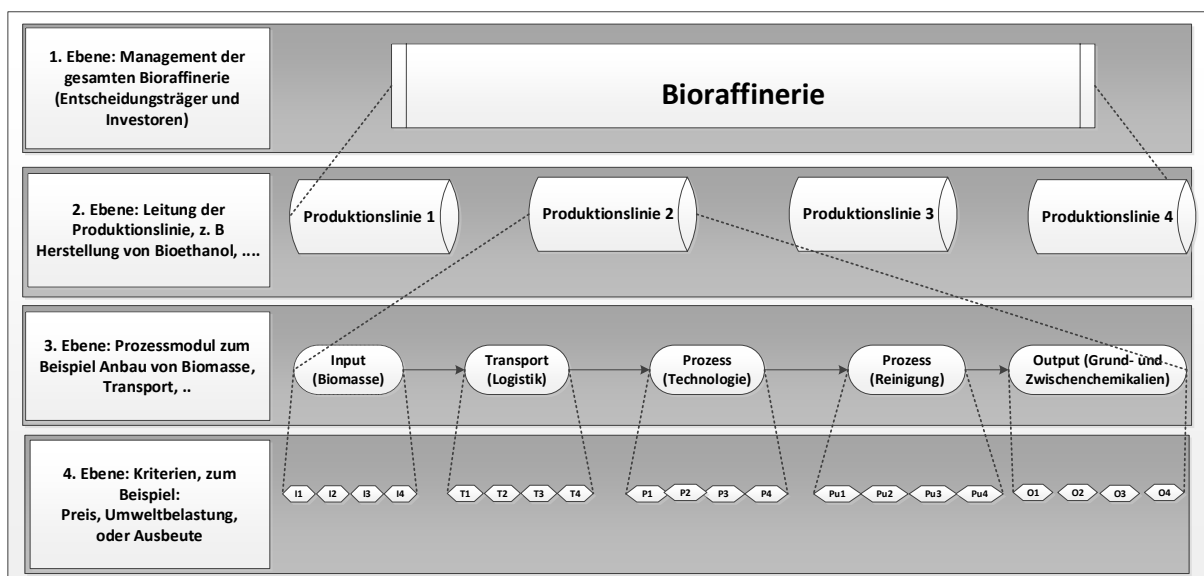
Das Modul Prozesse bietet mehrere Verfahren wie Fermentation, Hydrolyse, Rektifikation oder Pyrolyse zur Auswahl. Am Ende erhält man eine marktreife Chemikalie wie beispielsweise Ethanol oder Milchsäure. Um alle Prozessketten zu

vergleichen und die Alternativen zu ordnen, werden eine Anzahl globaler Kriterien (ökologische, ökonomische und technische Kriterien) sowie Unterkriterien (Preis, GWP, Ausbeute etc.) benötigt. Alle Unterkriterien werden den globalen Kriterien zugeordnet.

7.2.3 Darstellung des hierarchischen Zielsystems in der Bioraffinerie

Die wichtigste Fragestellung für die biobasierte Industrie ist zunächst, wie ein Bioraffineriesystem strukturiert werden sollte. Die Antwort auf diese Frage ist nicht trivial, da bislang keine international anerkannte Definition des Begriffs „Bioraffinerie“ existiert; auch ein einheitliches Klassifikationssystem liegt noch nicht vor.

Wie in Abbildung 50 dargestellt, wird ein Bioraffineriesystem in vier Ebenen unterteilt. Die oberste Ebene umfasst die gesamte Bioraffinerie, d. h. das Management der gesamten Bioraffinerie sowie die gesamte chemische Produktionsplattform. Die zweite Ebene repräsentiert die Produktionslinien, die allen gewünschten Endprodukten der Bioraffinerie entsprechen, zum Beispiel der Produktion von Bioethanol oder von Milchsäure. Diese Produktionslinien werden durch sukzessive Prozessmodule gebildet und bestehen in der dritten Ebene aus aufeinanderfolgenden Prozessketten. Jedes Prozessmodul enthält mehrere Alternativen in der vierten Ebene. Die Auswahl der besten Alternativen und somit der besten Produktionslinien ist notwendig um schlussendlich ein optimiertes Bioraffineriesystem zu gestalten. In dieser Arbeit werden die Endprodukte aufgrund ihrer Bedeutung bei allen Produktionssystemen als Produktionslinien festgelegt.



**Abbildung 50: Modell für Bioraffineriesystem: Hierarchisches Zielsystem und Kriterien
(Eigene Darstellung)**

Vor der Durchführung der AHP-Auswertung muss das Bioraffineriehierarchiesystem angepasst werden, um ein AHP-System mit Ziel, globalen Kriterien, Subkriterien und Alternativen zu erhalten. Wie in Abbildung 51 zu sehen ist, ist das Ziel der AHP die Bewertung der Bioraffinerie anhand von drei globalen Kriterien (ökologische, technische und ökonomische Kriterien). Jedes dieser Kriterien wird von ausgewählten Subkriterien beeinflusst. Mit den globalen Kriterien und den Subkriterien werden alle ausgewählten Alternativen abgeglichen. Die Auswahl des optimalen Bioraffineriesystems basiert auf der Bewertung der Alternativen innerhalb der einzelnen vordefinierten Prozessketten.

Grundsätzlich beeinflusst jede Ebene nur die nächsthöhere und kann selbst nur von einer niedrigeren beeinflusst werden. Die Elemente innerhalb einer Ebene dürfen sich nicht gegenseitig beeinflussen (Reichardt 2003). Die Bewertungskriterien sowie deren Subkriterien je nach Prozesskette werden in den folgenden Abschnitten dargestellt.

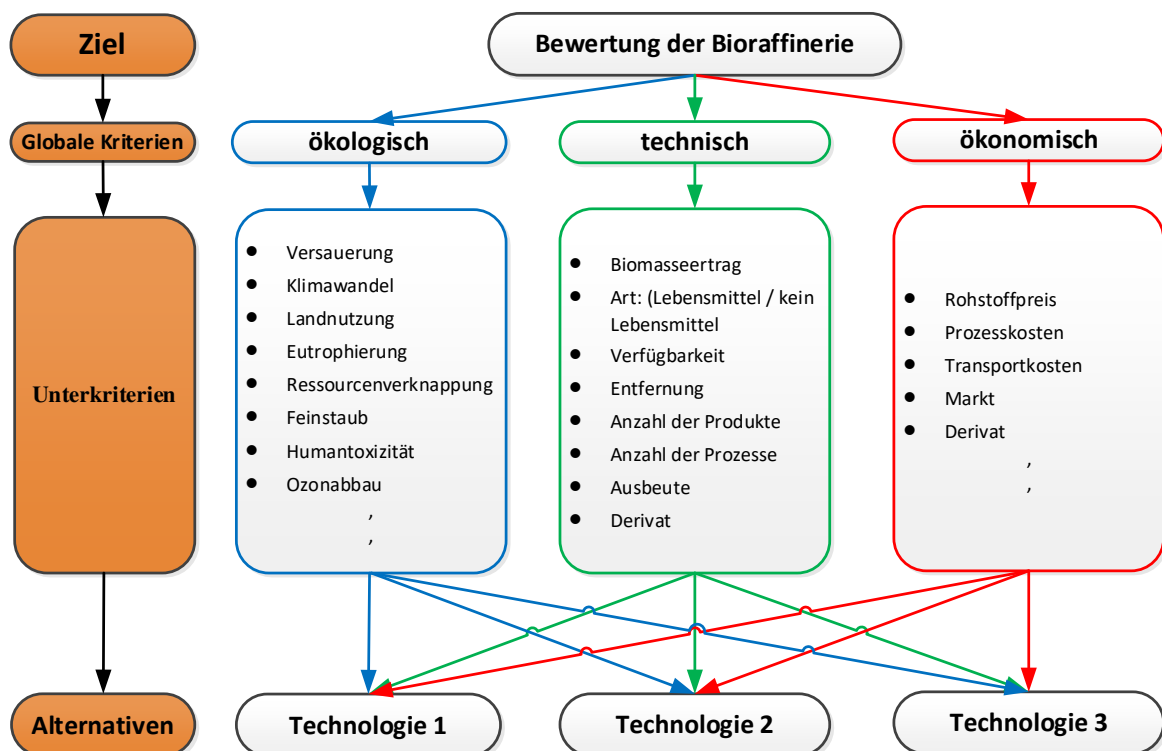


Abbildung 51: AHP-Hierarchiesystem für die Bioraffinerie

7.3 Berechnung der Kriterien

In diesem Unterkapitel werden anhand von ökologischen (LCA), ökonomischen (LCC) und technischen Bewertungen die Produktionsschritte der drei biobasierten Chemikalien Ethanol, LA und SA analysiert, um im folgenden Abschnitt die multikriteriellen Bewertungssubkriterien berechnen zu können.

7.3.1 Biomasseanbau

In Zukunft wird die Art der Biomasse eine große Rolle spielen. Derzeit wird vermehrt die Nutzung von Biomasse erforscht, die nicht als Nahrungsmittel in Frage kommt sowie auch die von Agrarreststoffen und Bioabfällen. Biomasse aus Nahrungsmitteln wird folgerichtig schlechter bewertet als „Nicht-Nahrungsmittel-Biomasse“. Ein anderes wichtiges Kriterium ist die zeitliche Verfügbarkeit der jeweiligen Biomasse in Monaten. Zusätzlich werden die Ausbeute und die Anzahl möglicher Nebenprodukte in den technischen Kriterien ebenfalls betrachtet. Biomasse als Rohstoff spielt für den Erfolg in der chemischen Industrie eine entscheidende Rolle. Grund dafür ist der ökonomische und ökologische Einfluss nachwachsender Rohstoffe in der gesamten Bewertung biobasierter Endprodukte. Für die Herstellung von Bioethanol, LA und SA werden folgende Biomassetypen betrachtet:

Tabelle 16: Zuordnung der Biomassetypen zu möglichen biobasierten Chemikalien

| | Mais | Kartoffeln | Zuckerrübe | Zuckerrohr | Zuckerhirse | Roggen/Weizen | Stroh |
|----------------|------|------------|------------|------------|-------------|---------------|-------|
| Ethanol | * | * | * | * | * | * | * |
| Milchsäure | * | - | - | * | - | - | - |
| Bernsteinsäure | - | - | - | - | * | - | * |

(* : Zutreffend, - : Nicht Zutreffend)

Für die Durchführung der LCA und LCC wurden die funktionelle Einheit und der dazugehörige Referenzfluss auf 1 kg Chemikalien festgelegt (Anhang 11.2). In Anlehnung an die ecoinvent-Datenbank wird die zeitliche Systemgrenze der Biomasseproduktion vom Ende der Ernte bis zum Ende der folgenden Ernte festgelegt. Alle Nacherntebehandlungen und die Bodenbearbeitung, die direkt mit der Ernte verbunden sind, werden mitberücksichtigt. Die grünen Düngemittel werden als Vorräte aus dem vergangenen Jahr aufgenommen und als Teil des Systems bilanziert. Die folgende Abbildung 52 zeigt, wie das landwirtschaftliche System für die Biomasseproduktion in openLCA modelliert wurde.

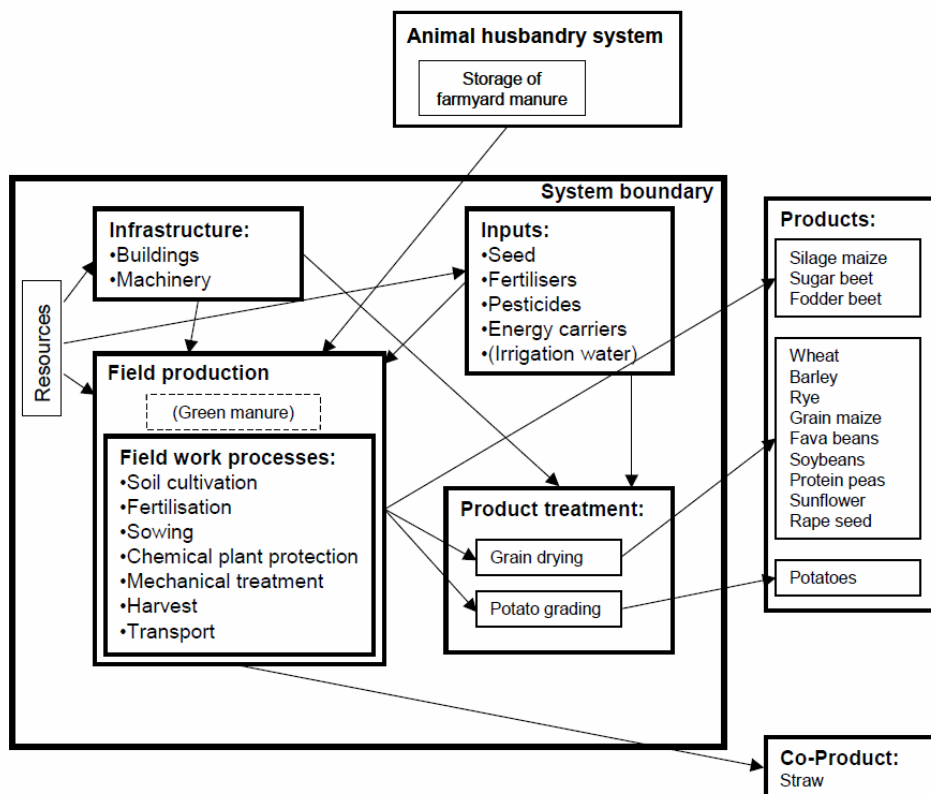


Abbildung 52: Schematische Darstellung der in der ecoinvent-Datenbank betrachteten landwirtschaftlichen Prozesse (ecoinvent)

Das System umfasst alle landwirtschaftlichen Produktionsprozesse einschließlich des Verbrauchs von Rohstoffen, Energie, Infrastruktur und Landnutzung sowie die Emissionen in Luft, Wasser und Boden. Berücksichtigt werden darüber hinaus alle Arbeitsschritte wie der Transport der Rohstoffe und die Lagerung des Endprodukts. In der Datenbank ecoinvent wurden die Datensätze des Jahres 2003 berechnet und bis 2016 extrapoliert.

Die Unsicherheit wurde entsprechend angepasst. Die Ergebnisse der LCA- und LCC-Analysen des Biomassenanbaus sind im Anhang 11.3 und 11.4 dargestellt. In der folgenden Tabelle sind die wichtigsten Ergebnisse für den Biomassenanbau zur Herstellung von 1 kg biobasierter Chemikalien aufgeführt. Zunächst wurden in der Spalte „Art der Biomasse“ zwei Möglichkeiten betrachtet. Biomassen wie Kartoffeln oder Mais, die ursprünglich als Nahrungsmittel angebaut werden sollten, wurden mit dem Wert 1 bewertet. Demgegenüber werden Biomassen wie Zuckerhirse oder Stroh, die kein Nahrungsmittel sind, mit 2 bewertet. Die Werte von Landnutzung, Wasserverbrauch, terrestrischer Eutrophierung, Versauerungspotential, Treibhauspotential sowie die Kosten (LCC) beziehen sich auf die Menge an Biomasse, die für die Herstellung von 1 kg biobasierter Chemikalien erforderlich ist. So werden zur Herstellung von 1 kg Ethanol ca. 14,47 kg Kartoffeln gebraucht.

Tabelle 17: Ergebnisse aus LCA und LCC des Biomassenanbaus zur Herstellung 1 kg biobasierter Chemikalien

| | Subkriterien | Art der Biomasse (Nahrungsmittel/ kein Nahrungsmittel) (1/2) | Land- nutzung (kg SOC) | Ressourcen verbrauch - Wasser (m³) | Terrestrische Eutrophierung (Mole N-eq.) | Versauerungs- potenzial (Mole H ⁺ eq.) | Treibhaus- potential (kg CO ₂ -eq.) | Kosten - LCC der Anbau von Biomasse (€) |
|----------------|--------------|---|------------------------------|---|--|---|--|---|
| Bioethanol | Mais | 1,00E+00 | 2,47E+01 | 1,70E-01 | 6,80E-02 | 2,38E-02 | -2,27E+00 | 1,50E-01 |
| | Kartoffeln | 1,00E+00 | 4,86E+01 | 4,23E-01 | 1,26E-01 | 2,91E-01 | -3,45E+00 | 4,05E+00 |
| | Zuckerrübe | 1,00E+00 | 9,18E+00 | 8,10E-03 | 4,97E-01 | 1,14E-01 | -2,66E+00 | 5,08E-01 |
| | Zuckerrohr | 1,00E+00 | 2,21E+01 | 1,64E-01 | 6,30E-02 | 1,51E-02 | -4,11E+00 | 4,20E-01 |
| | Zuckerhirse | 2,00E+00 | 2,34E+01 | 2,00E-01 | 5,80E-02 | 1,50E-02 | -8,00E+00 | 2,20E-01 |
| | Weizen | 1,00E+00 | 5,38E+01 | 1,34E-01 | 6,00E-02 | 1,66E-02 | -2,98E+00 | 4,40E-01 |
| Milchsäure | Mais | 1,00E+00 | 1,24E+01 | 7,99E-02 | 3,10E-02 | 9,80E-03 | -1,42E+00 | 6,00E-02 |
| | Zuckerrohr | 1,00E+00 | 1,08E+01 | 7,70E-02 | 3,50E-02 | 8,30E-03 | -3,94E+00 | 1,90E-01 |
| Bernsteinsäure | Zuckerhirse | 2,00E+00 | 3,14E+01 | 2,68E-01 | 7,80E-03 | 2,02E-02 | -1,07E+01 | 3,00E-01 |
| | Stroh | 2,00E+00 | 2,53E+01 | 1,80E-03 | 1,78E-03 | 4,20E-04 | -1,54E+00 | 8,00E-03 |

Die Kosten für die Herstellung dieser Menge beläuft sich auf ca. 4 € und es resultiert eine Gutschrift von -3,45 kg CO₂-eq. Im Gegensatz dazu werden 14,98 kg Zuckerrohr und 0,42 € Gesamt-Anbaukosten benötigt sowie eine Gutschrift von -4,11 kg CO₂-eq. erzielt, um 1 kg Ethanol herzustellen.

Bei negativen Werten handelt sich um Gutschriften. Zur Herstellung von Bernsteinsäure wird eine vergleichsweise große Menge Biomasse umgesetzt; diese beträgt gut 23 kg Zuckerhirse, verursacht Anbaukosten von insgesamt 0,30 € und erzielt eine Gutschrift von ca. -10,74 kg CO₂-eq. Darüber hinaus könnten weitere spezifische Besonderheiten und kritische Aspekte wie Logistik, geringe räumliche Dichte der Biomasse oder die saisonale Beschaffenheit erwogen werden.

7.3.2 Transport

Zusätzlich zum Aufwand des Biomassenanbaus werden abhängig vom Anbauort unterschiedliche Transportentfernungen mitberücksichtigt. Die meisten Biomassetypen wie Mais, Weizen, Kartoffeln oder Zuckerrüben könnten in Deutschland regional angebaut werden. In diesem Fall wird gemäß den übereinstimmenden Angaben der ecoinvent-Datenbank angenommen, dass Biomasse

in einem durchschnittlichen Umkreis von 100 Kilometern angebaut wird und der Transport der erzeugten Rohstoffe zu den Produktionsanlagen mit LKW erfolgt. Zuckerrohr muss aus Brasilien importiert werden: Dafür werden zusätzlich zum Transportweg von ca. 9 000 km mit dem Schiff etwa 300 km für den LKW-Transport von der Plantage zum Hafen bzw. vom deutschen Hafen zur Bioraffinerie berücksichtigt. Zuckerhirse (sweet sorghum) wird aus den USA importiert. Es wird angenommen, dass der Transportweg bis zur Bioraffinerie über ca. 7 000 km Schifftransport sowie weitere 300 km mit dem LKW umfasst. Die folgende Tabelle zeigt die erforderliche Biomasse, die Anbausorten und die Annahmen zu Entfernung und Transportmitteln. Für die Abschätzung der Entfernung des Schiffstransports wurde die Plattform (<https://www.searates.com>) genutzt.

Für die Durchführung der LCA- und LCC-Berechnungen wird ein Referenzfluss von 1 Tonnenkilometer [tkm] angenommen. Die Sachbilanz repräsentiert den Transport von 1 tkm Güterverkehr mit den entsprechenden Transportmittel-Kombinationen und bezieht sich auf den gesamten Transportlebenszyklus (Anhang 11.2). Dafür wird auf die Prozesse "transport, freight, sea, transoceanic ship" und „transport, freight, lorry, unspecified“ aus der ecoinvent-Datenbank zurückgegriffen. Für die Aufwendungen der Straßeninfrastruktur wird die Brutto-Tonnenkilometerleistung für 540 000 km pro Fahrzeug als Berechnungsgrundlage genutzt (Keller 2010).

Tabelle 18: Abschätzung der Transportentfernungen unterschiedlicher Biomassetypen

| Biomasse | Anbau Ort | Abschätzung der Entfernung Transport (km) | |
|-----------------------------|-------------|---|--------|
| | | LKW | Schiff |
| Mais | Deutschland | 100 | 0 |
| Kartoffeln | Deutschland | 100 | 0 |
| Zuckerrübe | Deutschland | 100 | 0 |
| Zuckerrohr | Brasilien | 300 | 9 000 |
| Zuckerhirse (sweet sorghum) | USA | 300 | 7 000 |
| Weizen | Deutschland | 100 | 0 |
| Mais | Deutschland | 100 | 0 |
| Stroh | Deutschland | 100 | 0 |

Die Angaben des Betriebs der Straßeninfrastruktur sowie der Landnutzung werden auf die jährliche Fahrzeugkilometerleistung aufgeteilt. Die ecoinvent-Datenbank nutzt für den Betrieb, die Herstellung und die Wartung von LKW generische europäische Daten (Knörr 2011). Für die Berechnung werden die Transporte in Tonnenkilometern angegeben. Als Beispiel wird bei einer Transportentfernung von 100 km eine Menge von 3,26 kg Mais mit $1/1000 \text{ t/kg} * 3,26 \text{ kg} * 100 \text{ km} = 0,326 \text{ tkm}$ berechnet. In der Tabelle 19 werden neben Transportkosten zwei Umweltindikatoren betrachtet: Feinstaubemission und Treibhauspotential nehmen in den letzten Jahren in Gesellschaft und Politik einen hohen Stellenwert ein und ziehen somit mehr öffentliche Aufmerksamkeit auf sich. Daher werden sie in diesem Modul miteinbezogen. Bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung liegen die Transportkosten für Zuckerrohr am höchsten, denn für die Herstellung von 1 kg Ethanol in Deutschland müssen ca. 15 kg Zuckerrohr aus Brasilien ins Land transportiert werden.

Tabelle 19: Ergebnisse aus LCA und LCC des Biomassetransports für die Herstellung von 1 kg biobasierter Chemikalien

| | Subkriterien | Biomasse für die Herstellung 1 kg Produkt (kg) | Feinstaub/anorganische Emissionen (kg PM _{2.5} eq.) | Treibhauspotential (kg CO ₂ -eq.) | Preis - LCC der Transport (€) |
|----------------|--------------|--|--|--|-------------------------------|
| Bioethanol | Mais | 3,26E+00 | 3,13E-05 | 4,00E-02 | 7,00E-03 |
| | Kartoffeln | 1,45E+01 | 1,40E-04 | 1,90E-01 | 3,00E-02 |
| | Zuckerrübe | 1,15E+01 | 1,10E-04 | 1,50E-01 | 3,00E-02 |
| | Zuckerrohr | 1,50E+01 | 2,65E-03 | 2,50E+00 | 1,20E-01 |
| | Zuckerhirse | 1,72E+01 | 2,17E-03 | 2,10E+00 | 2,00E-03 |
| | Weizen | 3,40E+00 | 3,26E-08 | 1,39E-05 | 8,16E-06 |
| Milchsäure | Mais | 1,50E+00 | 1,44E-05 | 1,90E-02 | 4,00E-03 |
| | Zuckerrohr | 3,88E+00 | 1,28E-03 | 1,21E+00 | 1,30E-02 |
| Bernsteinsäure | Zuckerhirse | 2,31E+01 | 2,10E-04 | 6,20E+00 | 1,20E-02 |
| | Stroh | 5,36E+00 | 5,14E-05 | 6,90E-02 | 1,30E-02 |

Die niedrigsten Transportkosten sind beim Weizen zu verzeichnen. Hier müssten lediglich ca. 3,4 kg Weizen aus Deutschland für die Herstellung von 1 kg Ethanol transportiert werden. Beim Treibhauspotential verursacht Zuckerhirse die höchste Menge an CO₂-eq. Diese wird durch 23 kg Biomasse verursacht, die man zur Herstellung von 1 kg Milchsäure benötigt. Weizen zur Herstellung von Bioethanol verursacht hingegen mit 1,39E-05 kg CO₂-eq. ein niedrigeres Treibhauspotential. Die

Feinstaubemission verlaufen in diesem Modul ähnlich wie das Treibhauspotential. Bei höherem Treibhauseffekt wurden entsprechend höherer Emissionen von Feinstaub verzeichnet.

7.3.3 Herstellungsprozess

In diesem Modul werden die zehn betrachteten Produktionsverfahren zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure ohne Berücksichtigung der Biomasse und der Transportprozesse analysiert und in openLCA modelliert. Die Sachbilanz bezieht sich auf die Herstellung von 1 kg Chemikalien aus der entsprechenden Menge an Biomasse. Die Herstellungsprozesse sind eigentlich ein Multi-Output-Prozess, der ggf. zusätzlich zu biobasierten Chemikalien weitere Produkte wie Dünger und Trockenschlempe (Dried Distillers Grains with Solubles, DDGS) als Basis für Futtermittel liefert. Die Allokation zwischen den Outputs wird durch wirtschaftliche Faktoren berechnet. Zur Modellierung der Herstellung von Ethanol wird auf die ecoinvent-Datenbank zurückgegriffen. Dagegen werden die Modellierungsdaten zur Herstellung von LA und SA entsprechender Literatur entnommen und mit der ecoinvent-Datenbank harmonisiert. Sowohl Anlageninfrastruktur als auch Strom- und Wärmeverbräuche werden in Anlehnung an eine Ethanol-Produktionsanlage angenommen. Dazu wird ein Koeffizient aus dem Bioethanol-Prozess anhand der Inputmasse der Biomasse und der entsprechenden Flüsse (Strom, Wasser, ...) berechnet. Zum Beispiel wird für die Verarbeitung von 14,47 kg Kartoffeln zu Ethanol ca. $5,126 \times 10^{-10}$ Einheiten „ethanol fermentation plant“ als Input angenommen. Diese ergibt einen Koeffizienten von $3,54 \times 10^{-11}$. Dieser Koeffizient wurde dann zur Abschätzung der Anlageninfrastruktur für die Produktion von LA und SA in Zusammenhang mit dem Biomasseinput herangezogen (Anhang 11.2). Basierend auf der Sachbilanz folgt im zweiten Schritt das Life Cycle Costing. Die Eingangsdaten von Material- und Energiebedarf werden um die damit verbundenen Kosten ergänzt (Hunkeler 2008). Die folgende Tabelle zeigt alle relevanten Unterkriterien der Herstellungsprozesse von Ethanol, LA und SA aus unterschiedlichen Biomassetypen. Bei diesem Modulprozess werden andere relevante Kriterien ausgewählt. Ein wichtiges technisches Kriterium ist die Ausbeute. Verfahren mit hohem Ertrag werden in der Regel bevorzugt. Die höchste Ausbeute mit einem Wert von 0,667 kg/kg wird bei der Herstellung von Milchsäure aus Mais verzeichnet. Die geringste Ausbeute wird bei der Herstellung von Ethanol aus Zuckerrohr mit 0,066 kg/kg erreicht. Die ausgewählten Umweltkriterien in den Modulprozessen sind Ressourcenverbrauch, Humantoxizität (Kanerogene), Ozonabbau und Treibhauspotential. Lediglich beim

Herstellungsprozess von Ethanol aus Kartoffeln wird eine GWP-Gutschrift erzielt; diese Gutschrift resultiert aus Beiträgen der Nebenprodukte.

Den Literaturquellen zu den Herstellungsprozessen von Milchsäure und Bernsteinsäure konnten keinerlei Angaben über die Nebenprodukte entnommen werden; aus diesem Grund können keine Annahmen getroffen und somit auch keine Kostengutschriften angegeben werden.

Tabelle 20: Ergebnisse der LCA- und LCC-Analysen des Herstellungsprozesses von 1 kg biobasierten Chemikalien

| | Subkriterien | Ausbeute der gewünschten Chemikalien [kg/kg] | Ressourcenverbrauch - mineralische Ressourcen (kg Sb-eq.) | Humantoxizität (Kanerogene) (CTUh) | Ozonabbau (kg FCKW-11 eq.) | Treibhauspotential (kg CO ₂ -eq.) | Kosten - LCC des Produktionsprozesses der Chemikalien €/kg | Kostengutschriften - LCC der Nebenprodukte €/kg |
|----------------|--------------|--|---|------------------------------------|----------------------------|--|--|---|
| Bioethanol | Mais | 3,06E-01 | 3,80E-05 | -8,90E-08 | 4,36E-07 | 2,90E-03 | 3,25E-01 | 4,17E-03 |
| | Kartoffeln | 6,91E-02 | -2,80E-04 | -2,63E-07 | 2,06E-07 | -8,70E-01 | 3,14E-01 | 6,23E-03 |
| | Zuckerrübe | 8,67E-02 | 1,02E-05 | -4,99E-08 | 1,67E-08 | 1,34E+00 | 3,22E-01 | 3,36E-01 |
| | Zuckerrohr | 6,68E-02 | 2,03E-05 | 6,12E-09 | 6,84E-10 | 4,29E+00 | 3,23E-01 | 4,53E-01 |
| | Zuckerhirse | 5,82E-02 | 2,19E-05 | -8,27E-08 | -2,26E-08 | 3,88E+00 | 3,24E-01 | 4,01E-03 |
| | Weizen | 2,94E-01 | -2,60E-04 | -1,56E-07 | 9,81E-08 | 4,16E-02 | 3,15E-01 | 4,80E-03 |
| Milchsäure | Mais | 6,67E-01 | 3,10E-04 | 4,56E-08 | 2,54E-07 | 2,25E+00 | 1,48E+00 | 0,00E+00 |
| | Zuckerrohr | 2,57E-01 | 1,50E-04 | 2,49E-08 | 1,02E-07 | 1,14E+00 | 1,37E+00 | 0,00E+00 |
| Bernsteinsäure | Zuckerhirse | 6,02E-01 | -1,30E-04 | 4,94E-07 | 3,22E-07 | 7,33E+00 | 1,99E+00 | 0,00E+00 |
| | Stroh | 1,86E-01 | 4,32E-05 | 5,00E-07 | 3,24E-07 | 7,56E+00 | 2,16E+00 | 0,00E+00 |

7.3.4 Ergebnisse der GWP- und Kostenanalyse

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der unterschiedlichen Produktionslinien auf den Klimawandel sind in Abbildung 53 dargestellt. Das Diagramm zeigt die jeweiligen Beiträge der Module Rohstoffe, Transport und Prozess. In Bezug auf das Treibhauspotential zeigt die Bereitstellung von Zuckerhirse für die Herstellung von 1 kg biobasierten Chemikalien eine höhere Gutschrift als die anderen Rohstoffe. Hier können ungefähr -8 kg CO₂-eq. bei der Herstellung von Bioethanol und mehr als -10 kg CO₂-eq. bei der Herstellung von Bernsteinsäure gespart werden. Die eher bescheidene Gutschrift von ca. -0,4 kg CO₂-eq. wird beim Anbau von Zuckerrohr erzielt. Die anderen Biomassesorten können eine Gutschrift zwischen -0,4 und -4 kg CO₂-eq. an Treibhausgasen erreichen.

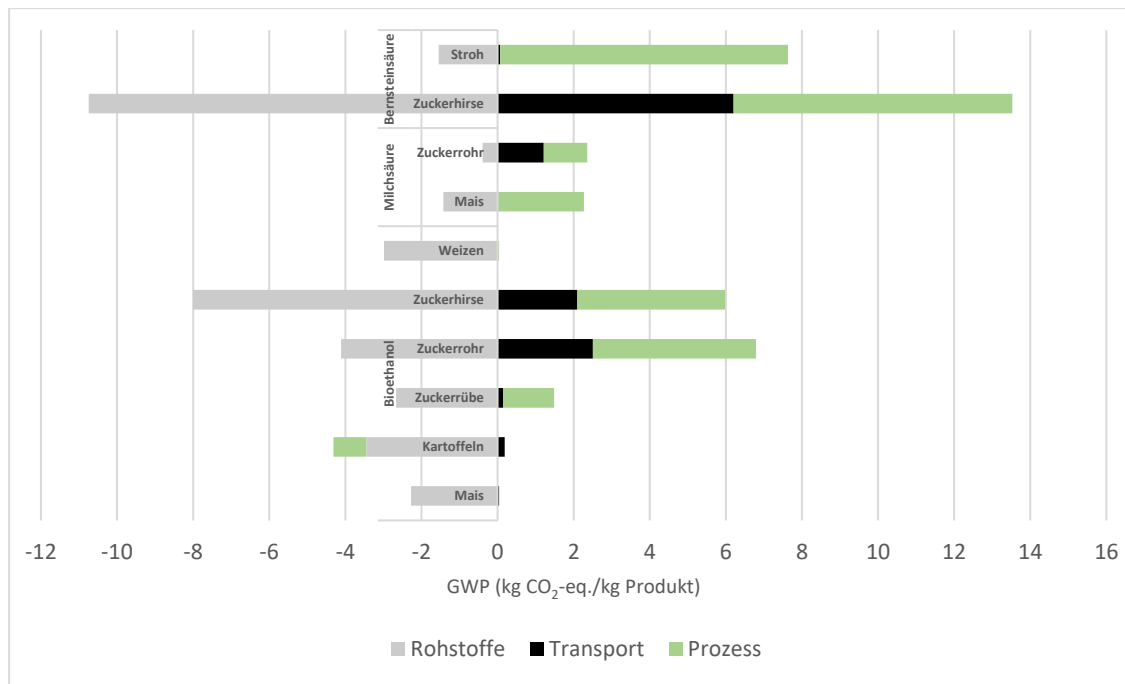


Abbildung 53: Treibhauspotential der unterschiedlichen Produktionslinien

Das GWP-Modul zeigt einen höheren Treibhauseffekt beim Transport von Zuckerhirse und Zuckerrohr. Diese Biomassesorten müssen in der Regel jeweils aus den USA und Brasilien importiert werden und verursachen zwischen 2 und 6 kg CO₂-eq/kg. Der Transport anderer Biomassesorten hat ein im Vergleich dazu wesentlich geringeres Treibhauspotential. Beim Prozessmodul wird bei der Herstellung von Bernsteinensäure das höchste Treibhauspotential mit Werten von über 7 kg CO₂-eq. verzeichnet. Die Herstellungsphase von Milchsäure sieht umweltfreundlicher aus und das Treibhauspotential beträgt zwischen 1,4 kg CO₂-eq. bei der Zuckerrohrtechnologie und 2,2 kg CO₂-eq. bei der Maistechnologie. Ein interessantes Ergebnis wird beim Herstellungsprozess von Ethanol aus Kartoffeln erzielt: Hier ist dank anfallender Nebenprodukte eine Gutschrift zu verzeichnen. Bioethanol aus Zuckerhirse und Zuckerrohr haben ein hohes Treibhauspotential und erreichen ca. 4 kg CO₂-eq. Alle anderen Technologien erzielen durch Gutschriften ein neutrales Treibhauspotential. Bei der Analyse der LCC der unterschiedlichen Biomassesorten in Abbildung 54 wird ein sehr interessanter Unterschied bei der Herstellung von Bioethanol aus Kartoffeln beobachtet. Die Kosten für den Anbau von Kartoffeln sind sehr hoch: Einerseits werden 14,47 kg Kartoffeln benötigt, um 1 kg Bioethanol herzustellen. Andererseits ist der Preis von 1 kg Kartoffeln mit 0,28 €/kg sehr hoch. Dagegen verursacht der Anbau von Stroh zur Herstellung von Bernsteinensäure sehr niedrige Kosten.

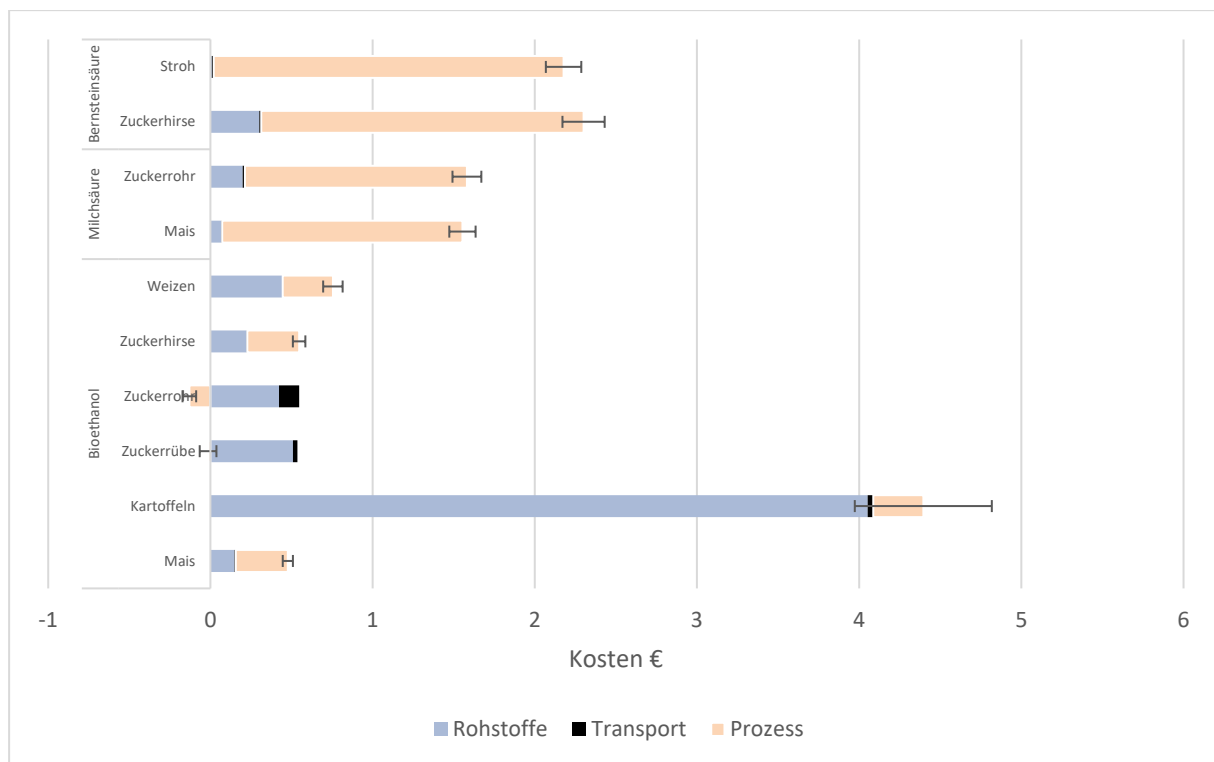


Abbildung 54: Kostenabschätzung der unterschiedlichen Produktionslinien

Grundsätzlich sind die Kosten für den Herstellungsprozess von Bernsteinsäure mit ca. 2 €/kg und für Milchsäure mit ungefähr 1,4 €/kg sehr hoch. Der Herstellungsprozess von Ethanol verursacht mit von 0,32 €/kg die höchsten Kosten. Im Gegensatz dazu bleiben die Kosten für Transporte in der Regel sehr niedrig, außer bei Zuckerrohr, wo ca. 0,12 €/kg zu Buche schlagen.

7.4 AHP-Auswertung und Prioritätenrangfolge der Alternativen

Ein Charakteristikum für die AHP-Methode ist, dass sie nicht nur qualitative, sondern auch quantitative Informationen verwenden kann. Zur Beurteilung der Subkriterien werden die qualitativen Daten aus Kapitel 7.3 benötigt. Diese Daten werden zuerst den jeweiligen globalen Kriterien (ökologische, ökonomische und technische Kriterien) zugeordnet. Anschließend müssen einige Vorverarbeitungen durchgeführt werden, um die Vergleichbarkeit der Kriterien zu gewährleisten und eine gemeinsame Skala nutzen zu können. Nur auf diese Weise werden die Kriterien für die Entscheidungsmodellierung nutzbar. Wie in Kapitel 5.4 erwähnt, werden die AHP-Ergebnisse den hohen Werten der besseren Bedeutungsgewichtung der Alternativen entsprechen. Aus diesem Grund müssen die Werte für Preise und Umweltauswirkungen reziprok berechnet werden. Sonst würden zum Beispiel höhere

Transportkosten als beste Alternative gekennzeichnet. Ein weiteres Problem stellen die negativen Werte dar, wie bei einigen GWP-Werten zu sehen ist. Hier müssen die negativen Werte mit der Addition einer Konstanten bei allen Alternativen in den Positiv-Bereich verschoben werden, um den Normalisierungsprozess fehlerfrei durchführen zu können. Nach dieser Vorbereitung müssen diese Daten nun normalisiert werden, um eine dimensionslose Klassifizierung (einen sog. Koeffizienten) zu erhalten, also eine gemeinsame numerische Intervallskala, die eine endgültige Punktzahl ergibt und somit einen Vergleich ermöglicht. Durch die Normalisierung werden die Maßeinheiten, die den Kriteriengrößen entsprechen, in einer Reihe von Werten dargestellt. Diese normalisierten Werte dienen dazu, die Vielzahl von Kriterien mit unterschiedlichen Einheiten vergleichen zu können. Zur Bioethanol-Herstellung werden sechs Produktionsalternativen gegenübergestellt. Bei Milchsäure und Bernsteinsäure werden hingegen jeweils zwei Produktionsalternativen verglichen. In der Linie „Spaltensumme“ wird bei jeder Rechnung kontrolliert, ob die Summe aller Gewichtungen gleich eins ist. In der Spalte „Zeilensumme“ wird bei den jeweiligen globalen Kriterien die Summe aller normierten Subkriterien gebildet; diese werden in der Spalte „Gewichtung“ zu einer Subkriterien-Beurteilung umgerechnet.

Der nächste Schritt ist die Berechnung der Ergebnismatrix. Diese erhält man, indem in jeder Zeile alle normalisierten Elemente der Matrix mit den relevanten globalen Gewichtungen multipliziert werden. Aus diesen Ergebnismatrizen werden die Alternativen in Bezug auf deren globale Gewichtung in eine Reihenfolge gebracht, so dass die Alternative mit dem größten Nutzwert die beste ist. Als Basis für die Auswertung werden hypothetisch die extremen Szenarien der Entscheidungsträger angenommen. Die Ergebnisse der AHP-Verfahren zeigen abschließend die Rangfolge bzw. Prioritäten der unterschiedlichen Produktionstechnologien von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biorohstoffen. Die unterschiedlichen Produktionslinien werden unabhängig voneinander betrachtet und priorisiert. Bei jeder Produktionslinie werden die Varianten mit den höchsten Werten als die adäquate Möglichkeit für die Produktion entsprechender Biochemikalien empfohlen.

7.4.1 Beste technologische Alternative in Bezug auf die ökologischen Kriterien

Um die Wichtigkeit der Umweltkriterien zu maximieren, soll aus Tabelle 21 Saaty's 9-Punkte-Skala der AHP-Verfahren in den Vergleich miteinbezogen werden. Somit werden die Umweltkriterien neunmal so wichtig wie die ökonomischen und technischen Kriterien bewertet. Es werden in diesem Fall z. B. die technischen Kriterien reziprok mit $1/9$ höher als die ökologischen Kriterien gewichtet. Die restlichen Kriterien werden dann unmittelbar auf diese Weise gewichtet. In der folgenden Tabelle sind die paarweisen Vergleiche der Kriterien zu sehen:

Tabelle 21: Evaluationsmatrix der globalen Kriterien in Bezug auf Umweltkriterien

| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch |
|------------|------------|------------|-----------|
| ökologisch | 1 | 9 | 9 |
| ökonomisch | $1/9$ | 1 | 1 |
| technisch | $1/9$ | 1 | 1 |

Nach Berechnung der Spalten- und der Zeilensumme wird der normalisierte Eigenvektor ermittelt; dieser stellt die Wertung der globalen Kriterien dar. Der nächste Schritt ist die Berechnung der Ergebnismatrizen. Diese erhält man, indem in jeder Zeile alle normalisierten Elemente der Gewichtung der Subkriterien-Matrix mit den jeweiligen globalen Gewichtungen multipliziert werden (vgl. Gleichung 14). Anschließend werden zur Endbewertung die globalen Gewichtungen der ausgewählten Alternativen addiert. Die Alternativen mit dem größten Nutzwert bilden zusammen die geeigneten Technologien in Bezug auf die Umweltkriterien. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der AHP-Rangfolge-Prioritäten unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten abgebildet.

Tabelle 22: Ergebnisse der AHP-Prioritätenrangfolge in Bezug auf Umweltkriterien unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten

| Produktionslinien | Alternativen | Normalisierte Gewichtung |
|-------------------|--------------|--------------------------|
| Bioethanol | Mais | 0,1272 |
| | Kartoffeln | 0,1387 |
| | Zuckerrübe | 0,1759 |
| | Zuckerrohr | 0,1298 |
| | Zuckerhirse | 0,1293 |
| | Weizen | 0,2988 |
| Milchsäure | Mais | 0,5779 |
| | Zuckerrohr | 0,4220 |
| Bernsteinsäure | Zuckerhirse | 0,3527 |
| | Stroh | 0,6473 |

Das AHP-Verfahren liefert zuerst die berechneten Ergebnisse der jeweiligen Prozessketten in Form von Balkendiagrammen. In diesen Diagrammen werden die Alternativen in Bezug auf deren globale Gewichtungen dargestellt, wie in Abbildung 55 dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Produktion von Bioethanol aus Weizen mit einer Wertung von ca. 30 % die angebrachte Alternative für den Standort Groß-Gerau ist. Als zweitbeste Technologie erhält die Herstellung von Bioethanol aus Zuckerrübe ein Ergebnis von ca. 18 %. Die dritte Technologievariante ist die Herstellung von Ethanol aus Kartoffeln; diese Technologie erreicht ca. 14 %. Den niedrigsten Rang erhält die Bioethanolproduktion aus Mais, Zuckerrohr und Zuckerhirse jeweils mit einer ähnlichen Auswertung von ca. 13 %. Für die Herstellung der Milchsäure werden zwei Technologien verglichen: Eine basierend auf der Verwendung von Mais, die zweite mit Zuckerrohr. Der AHP-Vergleich zeigt, dass die Herstellung der Milchsäure aus Mais mit einem Ergebnis von 58 % die adäquate Alternative darstellt. Dagegen erhält die Zuckerrohrtechnologie lediglich eine Wertung von 42 %. Die Herstellung der

Bernsteinsäure aus Stroh erreichte beim AHP-Vergleich eine Wertung von ca. 65 %. Demgegenüber lag die Gewichtung für die Zuckerhirsetechnologie bei 35%.

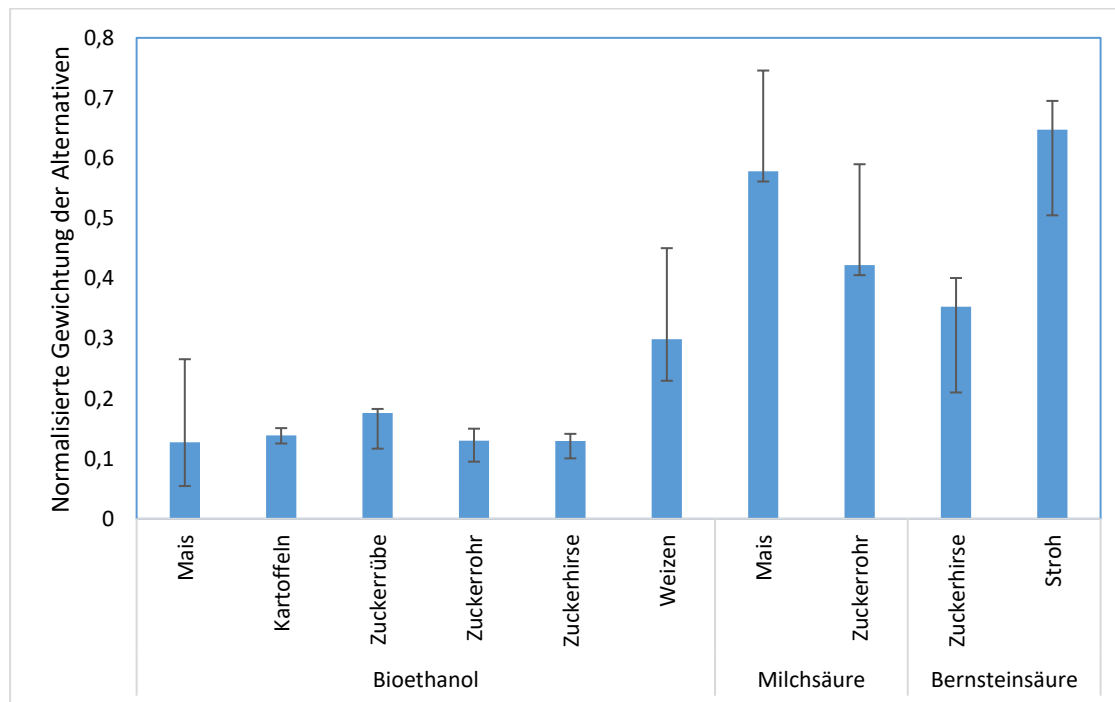


Abbildung 55: Ergebnisse der AHP-Gewichtung in Bezug auf Umweltkriterien unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten

Die Unsicherheitsberechnung mit der Monte-Carlo-Simulation basiert auf der ecoinvent-Pedigree-Matrix (Anhang 11.1) und hat grundsätzlich keine große Wirkung auf die Ergebnisse. Die Bioethanolproduktion aus Mais und Weizen hat relativ hohe Unsicherheiten im Vergleich zu den anderen Bioethanol-Technologien und zeigt somit ähnliche Unsicherheiten wie die Herstellung von Milchsäure und Bernsteinsäure.

7.4.2 Beste technologische Alternative in Bezug auf ökonomischen Kriterien

Nun wird die Wichtigkeit der ökonomischen Kriterien maximiert, indem die 9-Punkte-Skala des AHP-Verfahrens einbezogen wird. Das bedeutet, dass die ökonomischen Kriterien neunmal höher bewertet werden als die Umweltkriterien und die technischen Kriterien. Diese letzten beiden Kriterien werden dann gleich gewichtet. Der neue paarweise Vergleich der globalen Kriterien ist in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tabelle 23: Evaluationsmatrix der globalen Kriterien in Bezug auf ökonomische Kriterien

| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch |
|------------|------------|------------|-----------|
| ökologisch | 1 | 1/9 | 1 |
| ökonomisch | 9 | 1 | 9 |
| technisch | 1 | 1/9 | 1 |

Nach der Ermittlung des normalisierten Eigenvektors durch die Berechnung der Spalten- und Zeilensumme und der anschließenden Gewichtung der globalen Kriterien wird die Ergebnismatrix berechnet, um die geeigneten Technologie-Alternativen mit dem größten Nutzwert in Bezug auf ökonomische Kriterien zu identifizieren. In Abbildung 56 sind die Ergebnisse der AHP-Prioritätenrangfolge unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure dargestellt. In Bezug auf ökonomische Kriterien sind mehrere Änderungen der Nutzwerte der Alternativen und teilweise der Reihenfolge abgebildet. Die Bioethanol-Produktion aus Weizen verzeichnet einen Anstieg der Wertung von ca. 1,65 % und ist somit als Bioethanol-Herstellungsalternative eindeutig zu präferieren. Der Rang der Zuckerrohrtechnologie steigt vom dritten auf den zweiten Platz mit 19,64 % statt 13 % Gewichtung; das ist ein Anstieg von ca. 7 % im Vergleich zu den Umweltkriterien. Die Zuckerrübentechnologie verbleibt bei ca. 17 %; ihr Rang sinkt somit von der zweit- auf die drittbeste Technologievariante.

Die Herstellung von Bioethanol aus Mais zeigt in Bezug auf die ökonomischen Kriterien im Vergleich zu den Umweltkriterien keine Gewichtungsänderung und bleibt mit ca. 14 % fast unverändert. Dagegen nimmt die Beurteilung der Technologien mit Kartoffeln und Zuckerhirse sehr stark ab. Am stärksten vermindert sich das Ergebnis von Kartoffeln in Bezug auf die Umweltkriterien von ca. 14 % auf ca. 6 % in Bezug auf die ökonomischen Kriterien. Die Ergebnisse der Herstellung von Milchsäure in Bezug auf Umweltkriterien werden in Bezug zu ökonomischen Kriterien nochmals stärker bestätigt. Die Beurteilung der Maistechnologie-Alternative erhöht sich von 58 % auf 62 % und bleibt in diesem Fall geeignet. Die Wertung der Zuckerrohrtechnologie nimmt von 42 % auf 39 % ab. Der Gewichtungsunterschied der Herstellung der Bernsteinsäure aus der Stroh- und Zuckerhirsetechnologie hat sich anders als die Herstellung von Milchsäure um 10 % vermindert. In Bezug auf die ökonomischen Kriterien haben sich die Nutzwerte bei den AHP-Ergebnissen von ca. 65 % und 35 % auf ein Ergebnis von 60 % und 40 % jeweils Richtung Stroh- und Zuckerhirsetechnologie verändert

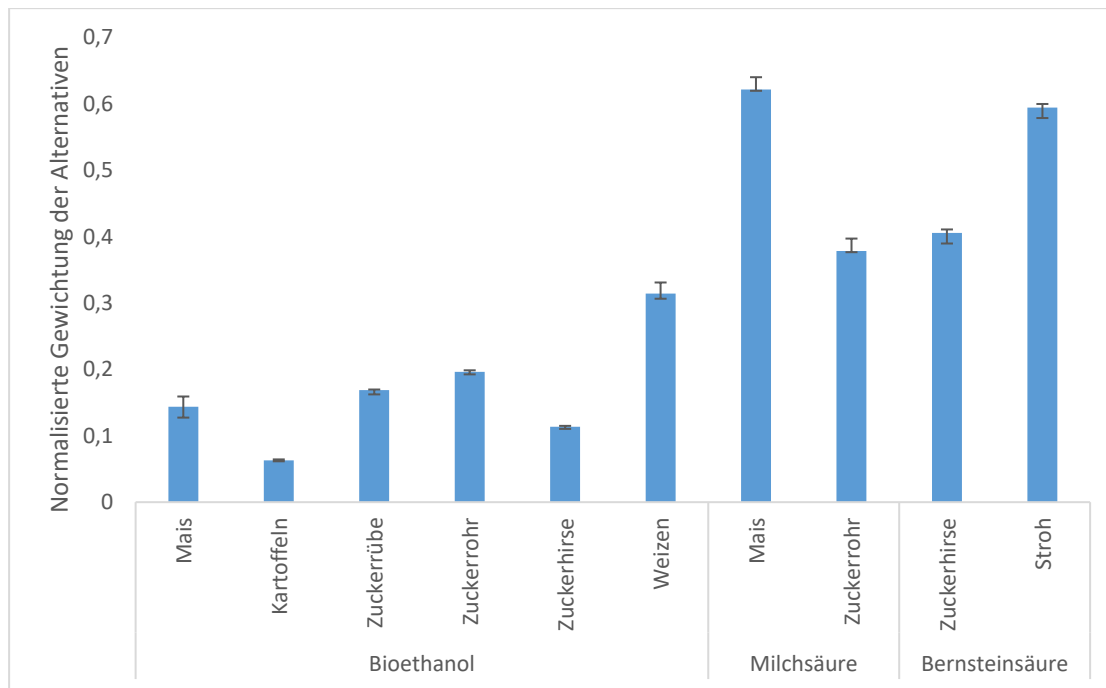


Abbildung 56: Ergebnisse der AHP-Gewichtung in Bezug auf ökonomische Kriterien unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten

. Bei der Unsicherheitsberechnung werden in diesem Fall wegen der hohen Gewichtung der ökonomischen Kriterien die ökonomischen Unsicherheiten widerspiegelt. In diesem Studienfall werden die Kostenabweichungen mit ca. 5 % geschätzt. Deswegen sind die Unsicherheiten kleiner als bei der Alternativen in Bezug auf die Umweltkriterien und haben grundsätzlich keinen spürbaren Einfluss auf die Ergebnisse.

7.4.3 Beste technologische Alternative in Bezug auf technische Kriterien

Um die passende technologische Alternative in Bezug auf die technischen Kriterien wird nun die Wichtigkeit dieser technischen Kriterien mit der 9-Punkte-Skala nach Saaty des AHP-Verfahrens bewertet. Somit werden diese Kriterien neunmal so wichtig wie die ökonomischen Kriterien und die Umweltkriterien beurteilt. In der folgenden Tabelle sind die neuen paarweisen Vergleiche der globalen Kriterien dargestellt:

Tabelle 24: Evaluationsmatrix der globalen Kriterien in Bezug auf die technischen Kriterien

| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch |
|------------|------------|------------|-----------|
| ökologisch | 1 | 1 | 1/9 |
| ökonomisch | 1 | 1 | 1/9 |
| technisch | 9 | 9 | 1 |

Die Gewichtung der globalen Kriterien wird wie üblich durch die Berechnung der Spalten- und Zeilensumme zur Ermittlung des normalisierten Eigenvektors durchgeführt. Die folgende Abbildung zeigt die Ergebnisse der AHP-Rangfolge der geeigneten Technologiealternative mit dem größten Nutzwert der Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomasseten in Bezug auf die technischen Kriterien.

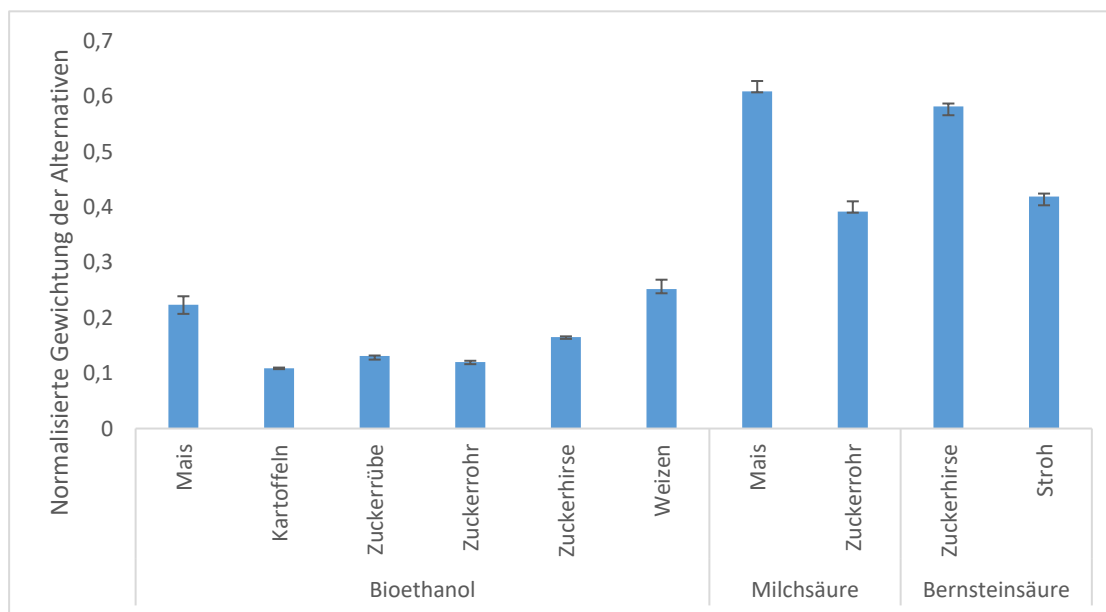


Abbildung 57: Ergebnisse der AHP-Gewichtung in Bezug auf die technischen Kriterien von unterschiedlichen Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomasseten

Die Beurteilung der Technologien in Bezug auf die technischen Kriterien ergibt eine bedeutende Änderung in der Reihenfolge. Bei der Herstellung von Bioethanol steigt die Maistechnologie mit einer Gewichtung von ca. 22,2 % auf Platz zwei hinter der Weizentechnologie, die im Vergleich zum ökonomischen Bezug auf 25 % sinkt. Somit sind in diesem Fall beide Technologien zu empfehlen. Die Beurteilung der Zuckerhirsetechnologie verbessert sich auf 16,5 % bei der Herstellung von Bioethanol,

so dass diese den dritten Platz erreicht. Bei der Bioethanol-Produktion aus Zuckerrüben, Zuckerrohr und Kartoffeln nehmen diese mit der jeweiligen Wertung von ca. 13 %, 12 % und 11 % die Ränge 4, 5 und 6 ein. Die Herstellung von Milchsäure aus Mais und Zuckerrohr bleibt in Bezug auf die technischen Kriterien ohne große Veränderung in der Rangfolge. Die Gewichtung der Maistechnologiealternative ändert sich minimal auf 60 % und hält somit weiterhin den ersten Platz als günstigste Alternative. Die Beurteilung der Zuckerrohrtechnologie bleibt mit einer Gewichtung von ca. 39 % beinahe unverändert. Bei der Herstellung von Bernsteinsäure erhalten wir andere Ergebnisse. Im Gegensatz zu den ökonomischen und ökologischen Kriterien ist die Zuckerhirsetechnologie die günstigste Variante in Bezug auf technische Kriterien. In diesem Fall erhält die Zuckerhirsetechnologie eine Wertung von ca. 58 % gegenüber einem Ergebnis von ca. 42 % für Stroh. Die Unsicherheitsbetrachtung im Hinblick auf die technischen Kriterien verläuft ähnlich zu den ökonomischen Unsicherheiten. Diese fallen jedoch noch geringer aus und haben keine erkennbare Auswirkung auf die Endergebnisse.

7.4.4 Vergleich der Alternativen mit GWP als zusätzlichem globalen Kriterium

In einigen Fällen setzen die Entscheidungsträger mehr Wert auf einzelne Subkriterien. Diese Haltung basiert in der Regel auf lokalem oder globalem wirtschaftlichem, politischem oder gesellschaftlichem Druck. So werden etwa seit Jahren die meisten Produktionsverfahren und Technologien hauptsächlich in Bezug auf das Treibhauspotential bewertet. Andere Umweltkriterien werden weniger kritisch betrachtet. In diesem Fall ist es also sinnvoll, das Treibhauspotential als globales Kriterium zu betrachten, um qualitativ mit den anderen globalen Kriterien und unabhängig von anderen Umweltkriterien zu gewichten. Die folgende Darstellung zeigt das neue hierarchische Zielsystem mit dem Treibhauspotential als weiteres globales Kriterium.

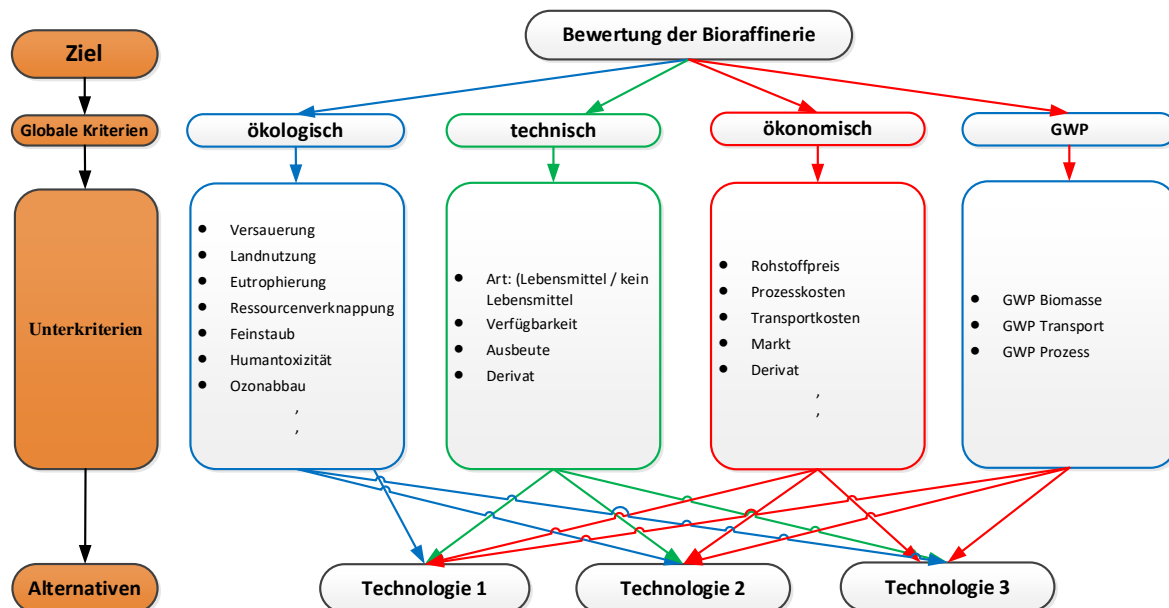


Abbildung 58: Vergleich von Alternativen mit GWP als zusätzliches globales Kriterium

Mit der Ergänzung des Treibhauspotentials als globales Kriterium nimmt die Inputmatrix den vierten Rang ein. In diesem Fall erhält das Treibhauspotential die maximale Gewichtung von Saaty's 9-Punkte-Skala des AHP-Verfahrens. Die übrigen globalen Kriterien werden untereinander gleichwertig gewichtet. Die paarweise Vergleichsmatrix ist in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tabelle 25: Evaluationsmatrix der globalen Kriterien mit dem Treibhauspotential als zusätzlichem globalem Kriterium

| Kriterien | ökologisch | ökonomisch | technisch | Treibhauspotential I |
|-------------------------|------------|------------|-----------|-------------------------|
| ökologisch | 1 | 1 | 1 | 1/9 |
| ökonomisch | 1 | 1 | 1 | 1/9 |
| technisch | 1 | 1 | 1 | 1/9 |
| Treibhauspotential I | 9 | 9 | 9 | 1 |

Die Ermittlung des normalisierten Eigenvektors erfolgt nun auf Basis einer Matrix der Ordnung 4. Nach Berechnung der Spalten- und Zeilensumme und dem anschließenden

Rang der globalen Kriterien wird der Ergebnismatrix abgeleitet und die angemessenen Alternativen mit dem größten Nutzwert in Bezug auf das Treibhauspotential festgestellt. Der Vergleich der Ergebnisse der AHP-Prioritätenrangfolge unterschiedlicher Produktionsalternativen in Bezug auf die Umweltkriterien einerseits und des Treibhauspotentials andererseits ist in Abbildung 59 dargestellt.

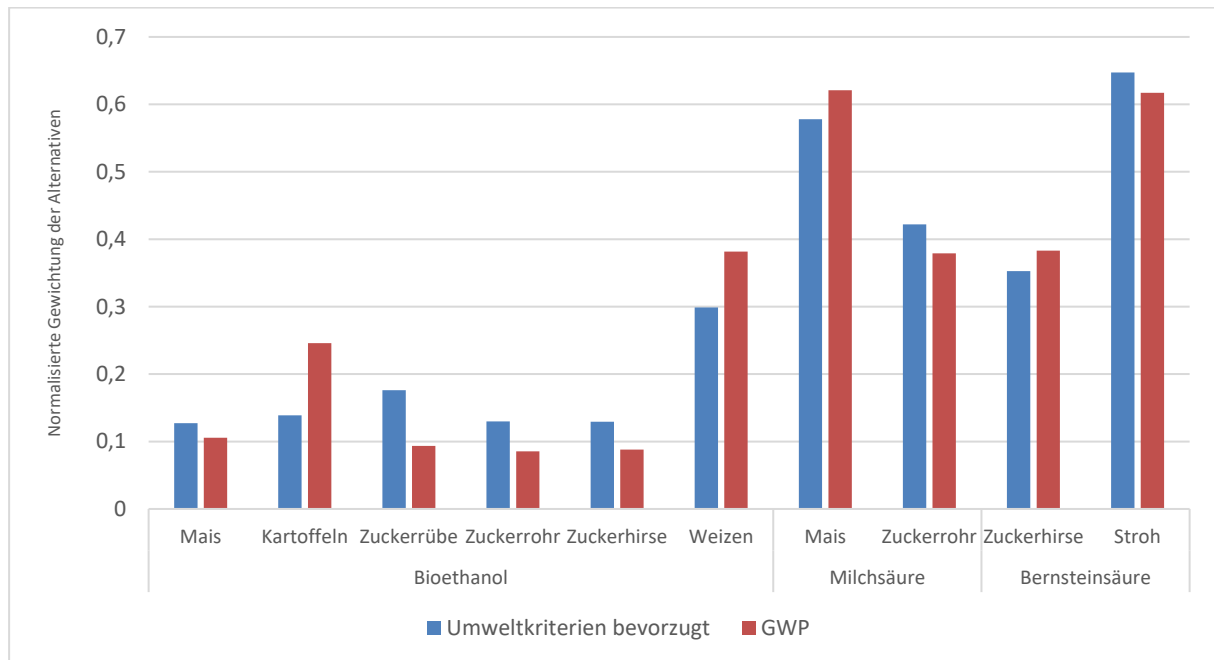


Abbildung 59: Vergleich der AHP-Gewichtung in Bezug auf die Umweltkriterien und auf das Treibhauspotential unterschiedlicher Technologien zur Herstellung von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure aus verschiedenen Biomassesorten

Die Abbildung zeigt, dass grundsätzlich sowohl die Ergebnisse in Bezug auf die Umweltkriterien als auch auf das Treibhauspotential ähnlich verlaufen. Ausnahmen stellen die Bioethanolherstellung aus Kartoffeln und aus Zuckerrüben dar. Die Beurteilung der Produktion von Bioethanol aus Weizen in Bezug auf das Treibhauspotential bleibt immer die geeignete Variante; sie liegt ca. 10 % höher als das Ergebnis in Bezug auf andere Umweltkriterien. Die Bioethanolproduktion aus Kartoffeln erreicht in Bezug auf das Treibhauspotential den zweiten Platz im Gegensatz zu den Umweltkriterien, wo die Zuckerrübe den zweiten Platz einnimmt. Technologien basierend auf Zuckerhirse, Zuckerrohr und Mais hingegen zeigen eine schlechtere Bewertung und erhalten in Bezug auf das Treibhauspotential fast den gleichen Rang. Die Nutzwerte liegen ca. 4 % niedriger als in Bezug auf die Umweltkriterien.

Die Herstellung von Milchsäure aus Mais ist im Vergleich zu Zuckerrohr zu bevorzugen; der Nutzwert ist in Bezug auf das Treibhauspotential sogar gestiegen. Die Rangfolge der Bernsteinsäureproduktion bleibt in Bezug auf das Treibhauspotential erhalten. Die

Strohtechnologie zeigt gegenüber der Zuckerhirse einen großen Vorteil, allerdings mit einem geringeren Nutzwert im Vergleich zu den Ergebnissen in Bezug auf die Umweltkriterien.

7.4.5 Auswirkungen der Präferenzen auf die Ergebnisse der AHP-Auswertungen

Für den Entscheidungsträger ist es nun interessant, die Ergebnisse nebeneinander darzustellen, um die Auswirkungen der Präferenzen auf die Ergebnisse der AHP-Auswertungen deutlich zu machen. Die Gewichtung kann dann iterativ getroffen werden und somit Berücksichtigung von Vor und Nachteile einzelnen Entscheidungen. Das ist im Vergleich zu anderen Methoden, die nur ein aggregiertes Endergebnis auf Basis eines einzigen Entscheidungsvorgangs vorstellen, von großem Vorteil. In der folgenden Abbildung ist ein einfaches Darstellungsbeispiel der Auswirkungen unterschiedlicher Präferenzen auf die Ergebnisse der Bewertung dargestellt.

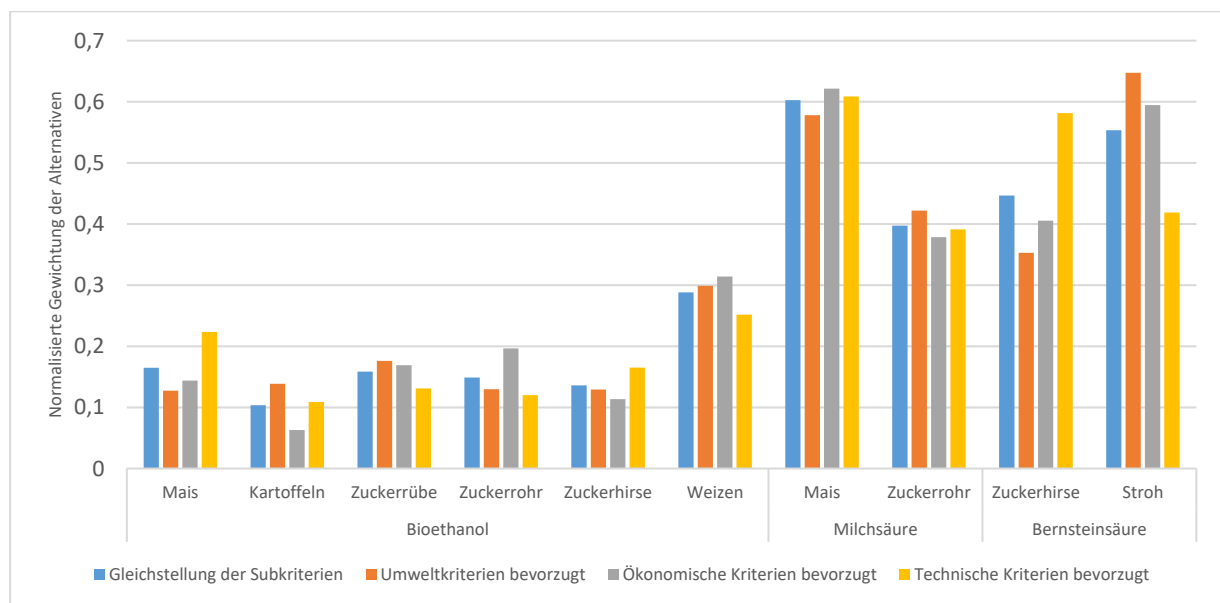


Abbildung 60: Auswirkungen unterschiedlicher Präferenzen auf die Ergebnisse der Bewertung

Für die Herstellung von Ethanol, Bernsteinsäure und Milchsäure sind vier fiktive Entscheidungen basierend auf extremen Auswahlzenarien in Bezug auf ökologische, ökonomische und technische Kriterien nacheinander bewertet und verglichen worden. Bei der Gleichstellung der Kriterien werden die globalen Kriterien und somit die Unterkriterien gleich gewichtet. Bei den restlichen drei Szenarien werden die

Alternativen bewertet, indem jeweils die ökologischen, ökonomischen oder technischen Kriterien hohe Gewichtung gegenüber den anderen bekommen.

Bei Bioethanol und Milchsäure sind die Ergebnisse sehr deutlich: Sie sollten bevorzugt jeweils aus Weizen und Mais hergestellt werden. Die Herstellung von Bernsteinsäure muss hingegen nochmal kritisch betrachtet werden. Bernsteinsäure aus Stroh wäre die beste Variante, wenn man ökologische oder ökonomische Kriterien höher gewichtet. Bei hoher Gewichtung der technischen Kriterien wird die Zuckerhirsetechnologie bevorzugt. In diesem Fall können die Beteiligten (Entscheidungsträger und Experten) andere feine Gewichtungen sowie die Ergebnisse diskutieren und das zukünftige Risiko einzelner Entscheidungen abwägen. Auf diese Weise wird für die gesamte Entscheidung wenig Zeit und Aufwand in Anspruch genommen, da keine neue Studie durchgeführt werden muss, um eine alternative Entscheidung zu bewerten. Die Ergebnisse verdeutlichen den besonderen Nutzen der entwickelten Methode, da die Robustheit der Ergebnisse in wenigen Schritten überprüft werden konnte.

7.5 Überprüfung der Konsistenz der Beurteilung der Paarvergleiche

Der nächste Schritt besteht darin, ein Konsistenzverhältnis (Consistency Ratio - CR) zu berechnen, um zu messen, wie konsistent die paarweisen Vergleichsurteile der Entscheidungsträger sind. Die Konsistenzprüfung ist in Kapitel 5.4.2 eingehend beschrieben. Die in dieser Arbeit vorgestellten Fallbeispiele werden anhand der extremen Beurteilungen der Entscheidungsträger betrachtet, weshalb die Inkonsistenz der Entscheidung(en) ausgeschlossen ist. Diese ist mit einem Konsistenzverhältnis gleich Null bei allen Annahmevarianten belegt. Nach Saaty ist ein CR-Wert von bis zu 0,1 unbedenklich.

8 Diskussion

In diesem Kapitel werden der entwickelte deskriptive multikriterielle Bewertungsansatz sowie die Ergebnisse der multikriteriellen Bewertung der Herstellung biobasierter Chemikalien zusammenfassend diskutiert. Darüber hinaus werden die Grenzen des gewählten Ansatzes sowie die Möglichkeiten für eine Weiterentwicklung aufgezeigt.

8.1 Kritische Betrachtung der Datengrundlage

Bei neuentwickelten Technologien ist die Unsicherheit hinsichtlich der Umweltindikatoren, der Logistik, der Produktionskosten, der Marktpreise und vieler anderer Parameter sehr hoch. In dieser Arbeit wurden die Daten für die biobasierten Technologien in einem Fallbeispiel aus verschiedenen wissenschaftlichen Quellen gesammelt. Diese Daten haben unterschiedliche Qualitäten und Aggregationsebenen: Manche Produktionsverfahren sind noch im Labormaßstab, während andere Verfahren in Pilot- bzw. industriellen Anlagen weiterentwickelt werden. Es ist notwendig, diverse Annahmen für die Harmonisierung aller Produktionssysteme zu treffen, um repräsentative Ergebnisse und transparente Vergleiche zu erhalten. Bei der Nutzung von Labordaten werden die Bilanzdaten und besonders die Infrastruktur und die Energiemengen abhängig vom Umsatz der Biomasse an Hand von Daten aus industriellen Anlagen skaliert. Hierfür werden die Annahmen der ecoinvent-Datenbank (v3 Consequential) als Grundlage genommen. Zusätzlich haben die meisten Prozesse und Systeme einen anderen geographischen Bezug. Um die Homogenität der Daten und die Anpassung der Technologien für die Einrichtung einer Bioraffinerie im Gebiet Hessen zu gewährleisten, werden die Sachbilanz und die Kostenberechnungsdaten an regionale Inputs wie Wasser, Strom und Wärme des deutschen Markts angepasst. Im Gegensatz hierzu wurde bei industriellen Prozessen auf generischen Daten zurückgegriffen, ohne standortspezifische Merkmale zu berücksichtigen. Grundsätzlich sind die Erfassung und Auswertung weiterer Daten möglich; allerdings steigen hierbei die Unsicherheiten und somit das Risiko, dass die Ergebnisse die Komplexität der Realität nicht angemessen widerspiegeln. Aus diesem Grund sind einige Produktionslinien und die dazugehörigen Ergebnisse als vorläufig zu betrachten. Der Transport von Biomasse basiert auf vielen Annahmen; somit sind die LCA- und LCC-Ergebnisse des Transportmoduls stark abhängig von den getroffenen Voraussetzungen. Eine Änderung der Transportszenarien bzw. der Transportentfernungen kann eine Abweichung der Ergebnisse bedingen. Eine weitere

Herausforderung bei dieser Arbeit stellt die Datenbeschaffung im Bereich der biobasierten Chemikalien dar (vgl. Kapitel 7.2.1). Der Großteil der Bilanzdaten ist aufgrund von Geheimhaltung oder der noch frühen Entwicklungsphase schwer zugänglich. Da die Qualität der Daten natürlich die Qualität der Ergebnisse beeinflusst, sind einige industrielle Produktionsverfahren und die dazugehörigen Bewertungsergebnisse als vorläufig anzusehen. Diese Daten werden in drei Kategorien eingeteilt: Deutsche, internationale und standortunabhängige Daten. In Einzelfällen werden bei fehlenden Informationen Schweizer Daten genutzt. Eine weitere Unsicherheit, besonders bei Biomasse aus dem Ausland, stellen Faktoren wie die politische Lage und wirtschaftliche Abkommen mit Deutschland dar; auch Zölle können die Ergebnisse zugunsten biobasierter Produkte aus regionaler Biomasse verschieben. Diese Aspekte sollen nicht außer Acht gelassen werden. In dieser Arbeit werden zunächst die in Datenbanken vorhandenen Produktionsprozesse angenommen; die Kostenangaben wurden ggf. angepasst. Im Falle von Technologien und Prozessen, die nicht in den Datenbanken vorhanden sind, wurden die Kosten und Prozessdaten anhand von Fachliteratur zur Verfügung gestellt. Ein Überblick der Datenquellen und Datengrundlagen wird in Tabelle 13 dargestellt. Die Daten werden anschließend anhand des ecoinvent-Leitfadens homogenisiert, um die Upstream-Verkettungen nutzen zu können. Trotz höchster Sorgfalt kann dieser Harmonisierungsvorgang die Unsicherheiten beeinflussen.

8.2 Richtungssicherheit des Ergebnisses

Unter Berücksichtigung der Grundlagen der AHP-, LCA- und LCC-Methoden wurde ein integrierter ökonomischer und ökologischer Bewertungsansatz entwickelt. Dieser Ansatz soll die Gestaltung der optimalen Bioraffinerien mit geringeren Umweltauswirkungen und besserer Wirtschaftlichkeit unterstützen. Die Ermittlung des besten Verfahrens erfolgt mittels eines Vergleiches der Prozessketten. Zuerst wurden LCA und LCC für die qualitative Identifizierung der Entscheidungssubkriterien angewandt. In einer zweiten Phase wurden durch die AHP globale Kriterien analysiert, um eine Endentscheidung zu treffen. Die gleichzeitige Nutzung der Methoden LCA und LCC hat den Aufwand und die Zeit dieser Ansatznutzung erheblich reduziert, da beide Methoden auf demselben Energie- und Stoffstrommodell basieren.

Einen zentralen Punkt des entwickelten Energie- und Stoffstrommodells stellen die Strukturierung der neuen Technologie und die Modellierung der Prozessketten dar. Diese bilden die Grundlage für die Herleitung der Unterkriterien. Für das betrachtete Fallbeispiel wurden insgesamt 14 Subkriterien identifiziert (Tabelle 14). Mit den in MS-

Excel implementierten vollständigen Angaben der Kriterien wird darüber hinaus eine Abbildung der alternativen Reihenfolge in Bezug auf die ökonomischen, ökologischen und technischen Zielgrößen erarbeitet. Der beschriebene Ansatz kann zusätzlich bei der Beurteilung von Verfahren in einem frühen Entwicklungsstadium genutzt werden.

Die Unsicherheiten werden mittels mehrerer Instrumente berücksichtigt. Die Monte-Carlo-Simulation wird bei der LCA verwendet, um simultan mehrere Datenunsicherheiten zu berücksichtigen. Als Ergebnisse werden die beiden Extreme der Schwankungsbereiche 5 % und 95 % bei der weiteren Berechnung der Fehlerindikatoren angewandt. Im Gegensatz zur Produktion von Bioethanol sind aus den Literaturquellen der Herstellungsprozesse von Milchsäure und Bernsteinsäure keine Angaben über die Nebenprodukte zu entnehmen. Hier werden auch keine zusätzlichen Annahmen getroffen und somit keine Gutschriften angegeben. Die oben erwähnten Unsicherheiten sind unabhängig von dem hier entwickelten MCDA-Ansatz. Der Ansatz kann durch den modularen Aufbau und die transparente Kommunikation der Ergebnisse zum besseren Verständnis der Gewichtungen und deren Einfluss auf die Plausibilität und Robustheit der Entscheidung beitragen. Die Ergebnisse verdeutlichen den besonderen Nutzen der entwickelten Methode, da die Robustheit und Plausibilität der Ergebnisse in wenigen und einfachen Schritten überprüft werden konnte.

8.3 Diskussion der Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zusammenfassend diskutiert und die daraus resultierenden Schlussfolgerungen vorgestellt.

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines methodischen Ansatzes, um die Entscheidungen von Politik und Investoren für die Gestaltung der optimalen Bioraffinerien zu unterstützen und eine multikriterielle „ad-hoc“ Bewertung ohne fundierte Kenntnisse zu gewährleisten.

8.3.1 Konzeption des Entscheidungstools

Die wichtigste Herausforderung stellt die Auswahl einer passenden Bewertungsmethode dar. Der analytische Hierarchieprozess (AHP) hat sich für die in dieser Arbeit strukturierte Technologie als geeignet erwiesen. Trotz vieler Vorteile dieser Methode hinsichtlich der festgelegten Ziele (vgl. Kapitel 5.3) sind einige kritische Eigenschaften zu benennen. Grundsätzlich kann die Konsistenz der Ergebnisse schlechter ausfallen, je größer die Zahl der betrachteten Kriterien ist. Dies erfordert eine zusätzliche Überprüfung der paarweisen Vergleiche und ggf. Rückfragen mit den

Entscheidungsträgern. Hinzu kommt der Kompensationseffekt, wobei niedrige Werte hoch gewichteter Kriterien durch sehr hohe Werte schwach gewichteter Kriterien verzerrt werden. Außerdem müssen alle Kriterien von den Entscheidungsträgern vollständig verglichen werden, was nicht immer möglich ist.

Die bereitgestellten und berechneten Daten sollen als Input in einem Entscheidungstool dienen. Die Vorgehensweise des Bewertungsprozesses wurde ausgearbeitet und beschrieben (vgl. Kapitel 5.4), beginnend mit den Rahmenbedingungen und der Zielfestlegung, der Auswahl der Alternativen, der Kriterienbestimmung und -bereitstellung, der AHP-Analyse und abschließend mit Diskussion und Interpretation der Ergebnisse. Der gesamte Vorgang ist ein iterativer Ablauf und muss die technischen und politischen Fragestellungen sowie die lokalen Bedürfnisse beachten. Dies bedingt eine logische hierarchische Strukturierung der neuen Technologiesysteme. Nach der Festlegung der Ziele und der Alternativen (vgl. Kapitel 7.2.2) wurden die Indikatoren umgehend ausgewählt. Es muss sichergestellt werden, dass die Haupt- und Unterkriterien unabhängig sind und die Vorstellungen der Entscheidungsträger widerspiegeln. Es ist anzumerken, dass die Aufgaben und Beschlüsse der Entscheidungsträger in dieser Arbeit als Annahme getroffen wurden. Im Rahmen dieser Arbeit war es nicht möglich, ein repräsentatives Entscheidungskonsortium zu bilden. Bei der AHP-Auswertung wurden Ziel, Kriterien, Subkriterien und Alternativen in einem hierarchischen System dargestellt. In der Regel beeinflusst jede Ebene die nächsthöhere Ebene und kann selbst von einer niedrigeren Ebene beeinflusst werden. Die Elemente innerhalb einer Ebene sollen in der Regel unabhängig voneinander sein (vgl. Abbildung 51). Die Hauptkriterien könnten in ökologische, ökonomische, soziale und technische Unterkriterien unterteilt. Diese wurden anschließend aus Datenbanken, Literatur und LCA- bzw. LCC- Ergebnissen entnommen. Die Durchführung von LCA und LCC sowie die Eingabe resultierter quantitativer Kriterien in das Excel-Tool stellen aufwändige Arbeitsschritte dar, die einmalig bei der Betrachtung neuer Produktionslinien erforderlich sind. Sobald sämtliche Eingaben in Excel bearbeitet wurden, können alle Indikatoren mit einfachen Schritten in eine Gesamtwertung aggregiert werden. Somit erhält man eine Rangliste, mit der die besten Alternativen identifiziert werden können. Der Entscheidungsträger muss hier ausschließlich die globalen Kriterien qualitativ und subjektiv gewichten. Die anschließende Konsistenzprüfung garantiert plausible und belastbare Ergebnisse (vgl. Kapitel 5.4).

Die Robustheit und Plausibilität dieses Tools besteht darin, dass nicht nur aggregierte Endergebnisse an Entscheidungsträger vermittelt werden, sondern zusätzlich die Möglichkeit besteht, mit begrenzten Ressourcen zukünftige Änderungen der

gesellschaftlichen, politischen und persönlichen Einstellungen der Entscheidungsträger zu berücksichtigen. Hierzu müssen keine neue LCA- und LCC-Analyse durchgeführt werden, was viel Zeit und Aufwand kosten würde, sondern es werden lediglich die einzelnen betroffenen Prozesse und Indikatoren aktualisiert um die Änderung der Ergebnisse simultan zu sehen. Diese bietet den Entscheidungsträgern mehr Informationen über die Folgen ihrer Entscheidungen und unterstützt sie dabei, eigene Präferenzen zu erkennen und ggf. zu überdenken.

8.3.2 Diskussion der Ergebnisse der AHP-Bewertung

Die AHP-Bewertung wurde auf eine theoretische Bioraffinerie im Bundesland Hessen angewandt. Die Festlegung des Standortes hat einen großen Einfluss auf die Ergebnisse, denn einige Biomassesorten sind ortsabhängig und erfordern ggf. einen langen Transportweg. Die fiktive Anlage sollte eine Jahreskapazität von 90 000 Tonnen biobasierte Chemikalien pro Jahr und eine Lebensdauer von 20 Jahren als Rahmenbedingung haben (vgl. Kapitel 7). Diese Rahmenbedingung basiert auf den in ecoinvent v3 angenommenen Berechnungsgrundlagen für Anlagen und Infrastrukturen, um die Homogenität der Berechnungen und der daraus folgenden Ergebnisse zu erhöhen. In Kapitel 7.2.2 wurden die Herstellungsverfahren von Bioethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure anhand unterschiedlicher Kriterien ausgewählt. Eine größere Anzahl biobasierter Chemikalien und Technologien könnte in Zukunft ergänzt werden, dazu müssen allerdings zunächst die Daten geschaffen und die jeweiligen LCA- und LCC-Indikatoren berechnet werden.

8.3.2.1 Gewichtung der Subkriterien

In Tabelle 16 wurden die Biomassesorten zur Herstellung einzelner biobasierter Chemikalien eingegeben, die zurzeit technisch eingesetzt werden können und deren Daten erfasst sind. Die Biomassesorten sind die Hauptelemente zur Festlegung der Produktionslinien. Die Auswahl verschiedener Kombinationen ist demzufolge begrenzt oder nicht zulässig. Sobald man eine Biomasseart (Modul) festlegt, sind alle anderen Module (Transport, Herstellung, Endprodukte) automatisch vordefiniert. Die einzelnen Produktionslinien beinhalten verschiedene Alternativen zur Auswahl und verlaufen ausgehend von der Auswahl von Rohstoffen über den Transport per Schiff, Zug oder LKW bis hin zum Herstellungsverfahren der Produkte (vgl. Kapitel 7.3).

Für die Herstellung von Bioethanol sind beispielsweise sieben Biomassesorten und somit sieben Produktionslinien vorgeschlagen. Im Gegensatz dazu sind bei der

Herstellung von Milchsäure und Bernsteinsäure jeweils nur zwei Biomassesorten geeignet. Sobald die Produktionslinien definiert wurden, wurden für einzelne Module anhand LCA, LCC und technischer Bewertung die Bewertungskriterien berechnet. Das erste Modul betrachtete die Biomasseproduktion. Die sehr gut dokumentierten Daten im Bereich Landwirtschaft in der Datenbank ecoinvent v3 umfassen und beinhalten alle notwendigen Arbeitsschritte einschließlich Maschinen und Infrastruktur. Aus diesem Grund werden die Unsicherheiten in diesem Modul als am geringsten geschätzt. Alle Umweltauswirkungen und Kosten wurden zunächst basierend auf dem Referenzfluss 1 kg Biomasse berechnet und anschließend auf die benötigte Biomassenmenge übertragen, um 1 kg biobasierte Chemikalien herzustellen. Die Wirkungskategorien wurden anhand aktueller gesellschaftlicher und politischer Diskussion ausgewählt. Neben Treibhauspotential sind Landnutzung, Eutrophierung und Versauerung sehr wichtige Indikatoren bei der Umweltbewertung des Biomasseanbaus. Die Ergebnisse der LCA und LCC sind in Tabelle 17 zusammengestellt. Wie erwartet erzielen alle Biomassesorten beim Anbau eine CO₂-eq. Gutschrift. Die höchste Gutschrift wurde mit 10,74 kg CO₂-eq. beim Anbau von Zuckerhirse für die Herstellung von 1 kg Bernsteinsäure realisiert. Es wurde beobachtet, dass in diesem Modul kein klarer Zusammenhang zwischen Mengen, Treibhausgasemissionen und Kosten besteht. Große Mengen an Biomasse bedeuten also nicht zwangsläufig höhere Kosten oder eine höhere erzielte CO₂-eq. Gutschrift.

Beim Modul Transport wurde der Transportweg vom Anbauort der jeweiligen Biomassesorte zur Produktionsanlage abgeschätzt. Biomasse aus Deutschland wie Mais, Kartoffeln, Weizen, Stroh oder Zuckerrüben haben in diesem Modul einen entscheidenden Vorteil gegenüber Zuckerrohr aus Brasilien oder Zuckerhirse aus den USA. Die Einlagerung der Biomasse wurde in keinem der Szenarien betrachtet. Es wird angenommen, dass für die Einlagerung unterschiedlicher Sorten Biomasse ein ähnlicher Aufwand und eine ähnliche Infrastruktur bereitgestellt werden müssen. Die durchschnittliche LKW-Transportentfernung von 100 km ist nachvollziehbar; dies bedeutet, dass die Biomasse in einem Radius von bis 200 km angebaut werden kann und diese in der Regel durch eine verbindliche Vereinbarung zwischen Anlagenbetreiber und Landwirten erfolgt. Stattdessen wird angenommen, dass die jeweilige Biomassesorte in Brasilien und den USA von ihrem Anbauort aus durchschnittlich 300 km bis zum Hafen transportiert werden muss. Bei der Berechnung des zusätzlichen Schifftransports wurde die tatsächliche Entfernung anhand einer spezialisierten Webseite abgeschätzt, was die Unsicherheit reduziert (vgl. Kapitel 7.3.2).

Der angenommene Referenzfluss von 1 Tonnenkilometer [tkm] entspricht dem Standard einer Ökobilanz und bezieht sich auf den gesamten Transportlebenszyklus. Geeignete Grundlagen der Berechnung wie Wartung oder Straßeninfrastruktur wurden definiert. Beim Transport sind im Umweltbereich zwei kritische Indikatoren im Fokus: Treibhauspotential und Feinstaubemissionen. Je geringer die Entfernung und die Biomassemenge für die Herstellung von 1 kg biobasierter Chemikalien sind, desto niedriger ist das entsprechende Treibhauspotential. Aus diesem Grund schneiden in der Umweltkategorie Treibhauspotential Zuckerhirse zur Herstellung von Bernsteinsäure am schlechtesten und Weizen zur Herstellung von Bioethanol am besten ab.

Die Produktionsverfahren zur Herstellung von Ethanol, LA und SA wurden unabhängig von Biomasseanbau und Transport modelliert und bewertet. Die LCA- und LCC-Ergebnisse beziehen sich auf die Herstellung von 1 kg biobasierter Chemikalien. Bei Multi-Output-Prozessen war die Nutzung wirtschaftlicher Allokationsfaktoren am geeignetsten, da die physikalischen Allokationsfaktoren in diesem Fall eine falsche Annäherung wiedergeben. Diese kann man am Massenverhältnis zwischen biobasierten Chemikalien und Futtermitteln erkennen. Die Sachbilanzen von LA und SA wurden aus Literaturquellen hergeleitet und basieren auf Laborversuchen. Für das Upscaling wurden Strom- und Wärmeverbräuche sowie Anlagenparameter aus einer Ethanol-Produktionsanlage mittels eines Koeffizienten abgeschätzt. Der Koeffizient wurde in Bezug auf die Inputbiomasse für die Herstellung von Bioethanol berechnet (vgl. Kapitel 7.3.3). Da der Umfang von Anlagen und Energieverbrauch in der Regel von der Menge verarbeiteter Biomasse abhängig ist, wird diese Annahme als geeignet bewertet. Ein kritischer Punkt ist die Datenlücke in Hinsicht auf die Nebenprodukte bei der Herstellung von Milchsäure und Bernsteinsäure. Leider wurden in der Literatur keine Angaben über die Sorten und Mengen getroffen. Dies stellt einen Nachteil gegenüber dem Ethanol-Verfahren dar.

Nach der Herleitung aller ökonomischen, ökologischen und technischen Indikatoren folgen die weiteren Schritte des AHP-Verfahrens. Die qualitativen und quantitativen Indikatoren werden zunächst normalisiert und in einer einheitlichen Skala zusammengefasst. Die Indikatoren wurden in die drei globalen Kriterien eingeordnet. Reziprokwerte wurden bei quantitativen Indikatoren angewandt, um die Höhe der Bedeutungsgewichtung zu korrigieren. Diese Korrektur ist notwendig. Sie hat in der Regel keinen Einfluss auf das Ranking der Alternativen und somit auf der Schlussfolgerung der AHP-Methode. Um Fehler bei den Folgerechnungen auszuschließen, wurde bei quantitativen Indikatoren mit negativen Werten zu allen

Alternativen eine Konstante addiert. Die Normierungsergebnisse zeigen die dimensionslosen Koeffizienten der Unterkriterien für die Alternativen.

8.3.2.2 AHP-Auswertung

Im Rahmen der AHP-Auswertung wurden die möglichen Alternativen zur Herstellung von Ethanol, Bernsteinsäure und Milchsäure unabhängig voneinander betrachtet und priorisiert. Die Gewichtung der globalen Kriterien erfolgt durch einen fiktiven Entscheidungsträger. Für die Auswahlzenarien wurden Extrema ausgewählt und analysiert. Auf diese Weise wurden die geeigneten Alternativen in Bezug auf ökologische, ökonomische und technische Kriterien nacheinander vorgestellt. Das erste Szenario analysiert und ordnet die Alternativen ein, wenn für den Entscheidungsträger die Umweltkriterien eine sehr hohe Gewichtung haben. In diesem Fall wurden die Umweltkriterien mit der maximalen Gewichtung von Saaty's 9-Punkte-Skala der AHP gegenüber den technischen und ökonomischen Kriterien bewertet. Dasselbe Szenario wird durchgeführt, wenn der Entscheidungsträger ökonomische oder technische Kriterien bevorzugt (vgl. Kapitel 7.4). Die Ergebnisse hängen stark von den Entscheidungsträgern und deren Beurteilungen ab.

Hinsichtlich der Umweltkriterien hat die Herstellung von Bioethanol aus Weizen mit 30 % einen bedeutenden Vorsprung, gefolgt von der Zuckerrübentechnologie mit ca. 18 %. Am schlechtesten schnitten die Herstellungstechnologien von Bioethanol aus Mais, Zuckerrohr und Zuckerhirse ab. Im Gegensatz dazu erwies sich Mais bei der Herstellung von Milchsäure mit einem Ergebnis von 58 % als zu bevorzugende Technologie, während die Zuckerrohrtechnologie im Vergleich lediglich 42 % erreichte. Abschließend zeigte die Herstellung von Bernsteinsäure aus Stroh mit einer Gewichtung von ca. 65 % einen Vorteil gegenüber der Zuckerhirsetechnologie mit lediglich ca. 35 %.

Die Rangliste der Alternativen in Bezug auf ökonomische Kriterien zeigt einige Veränderungen. Die angemessene technologische Alternative bei der Herstellung von Bioethanol bleibt die Weizenproduktionslinie, gefolgt von der Bioethanolherstellung aus Zuckerrohr und Zuckerrüben. Mais und Kartoffeln wurden als wirtschaftlich ungeeignet beurteilt. Die Reihenfolge der Alternativen bei der Herstellung von Milchsäure wurde in Bezug auf die ökonomischen Kriterien nochmals bestätigt. Milchsäure aus Mais bleibt die beste Alternative im Vergleich zur Zuckerrohrtechnologie. Bei der Herstellung der Bernsteinsäure ist der Gewichtungsunterschied zwischen der Stroh- und Zuckerhirsetechnologie kleiner

geworden. Nichtsdestotrotz bleibt Stroh wirtschaftlich die zu bevorzugende Alternative für die Herstellung von Bernsteinsäure in Hessen.

In Bezug auf die technischen Kriterien ergeben sich einige große Änderungen in der AHP-Reihenfolge. In diesem Fall wurde das Ranking besonders bei der Herstellung von Bernsteinsäure umgekehrt und die Zuckerhirsetechnologie als Favorit gegenüber der Strohtechnologie bewertet. Das AHP-Ranking bei der Herstellung von Milchsäure aus Mais und Zuckerrohr bleibt jedoch ohne große Veränderung. Mais behält weiterhin den ersten Platz als Favorit gegenüber der Zuckerrohrtechnologie für die Milchsäureproduktion. Bei der Herstellung von Ethanol wurden Mais und Weizen als Favoriten bewertet. Zuckerrüben, Zuckerrohr und Kartoffeln zeigen kein positives Potential zur Herstellung von Ethanol in Deutschland.

Die Ergebnisse verdeutlichen den besonderen Nutzen der entwickelten Methode, da die Robustheit und Plausibilität der Ergebnisse in wenigen Schritten überprüft werden könnten. Durch die einfache Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichtungsfaktoren der globalen Kriterien konnte gezeigt werden, dass die Weizentechnologie bei der Herstellung von Bioethanol in allen extremen Gewichtungsszenarien gegenüber allen Alternativen vorteilhaft ist. Bei der Herstellung von Milchsäure wurde Mais als bevorzugte Technologie identifiziert. Im Anschluss zeigte die Herstellung der Bernsteinsäure aus Stroh einen ökonomischen und ökologischen Vorteil aber einen technischen Nachteil gegenüber der Zuckerhirsetechnologie.

Eine weitere Erweiterung des AHP-Konzepts wurde in dieser Arbeit betrachtet. Wenn ein Subkriterium sehr wichtig für den Entscheidungsträger ist, kann dieses hochgestuft und als globales Kriterium behandelt werden. Ein aktuelles Beispiel hierfür ist die politische und gesellschaftliche Diskussion über den Klimawandel. Dieses Kriterium wurde ausgewählt und hochgestuft, um den Einfluss der hohen Gewichtung des Treibhauspotentials gegenüber anderen globalen Kriterien zu untersuchen (vgl. Kapitel 7.4.4). Hier wurden zusätzlich die anderen Umweltkriterien wie Landnutzung, Eutrophierung, Versauerung etc. gegenüber dem Treibhauspotential heruntergestuft. Grundsätzlich zeigen die Ergebnisse der durchgeführten AHP-Analyse sowohl in Bezug auf die Umweltkriterien als auch auf das Treibhauspotential in großen Teilen einen ähnlichen Verlauf und somit dieselben bevorzugten Alternativen. Die Ergebnisse bestätigen, dass Weizen die geeignete Alternative für die Herstellung von Bioethanol ist. Eine Ausnahme wurde bei der Bioethanolproduktion aus Kartoffeln und Zuckerrüben beobachtet. Interessante Ergebnisse sind die starke Verbesserung von Bioethanol aus Kartoffeln auf den zweiten Platz sowie die Herabsetzung der Zuckerrüben auf Platz vier im Vergleich zum Ergebnis bezüglich der Umweltkriterien. Die AHP-Ergebnisse für die Herstellung von Milchsäure und Bernsteinsäure zeigten

keine große Veränderung der Priorisierung in Bezug auf das Treibhauspotential gegenüber anderen Umweltauswirkungen. Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die Wahl der Biomasse und somit auch der Technologie für die Produktion biobasierter Produkte vom Interesse der Stakeholder abhängt. Die multikriterielle Entscheidungsanalyse soll zu Beginn der Planungsphase oder im ersten Schritt einer Machbarkeitsstudie durchgeführt werden. Eine multikriterielle Entscheidungsanalyse kann tatsächlich unter Berücksichtigung einer großen Anzahl von Kriterien und unterschiedlicher Aspekte wie soziale, ökonomische oder Umweltaspekte durchgeführt werden.

8.4 Übertragbarkeit und Erweiterbarkeit des methodischen Ansatzes

Die Übertragbarkeit des vorgelegten Ansatzes auf andere Prozesssysteme ist grundsätzlich möglich. Dies ist jedoch mit einem potenziell erheblichen Aufwand bei der Modellanpassung, der Datenvervollständigung und der Unsicherheitsabschätzung verbunden. Ferner zeigte sich, dass kleinere Unternehmen besonderen Wert auf die schnelle und unkomplizierte Anwendung multikriterieller Bewertungsmethoden legen, so dass die Wahl auf vereinfachte Verfahren fiel. Damit jedoch in Zukunft auch kleinere Unternehmen mit geringen Ressourcen MCDA-Methoden zielgerichtet einsetzen können, wäre die Erstellung eines Leitfadens sinnvoll. Dieser könnte alle relevanten Informationen abfragen und dann die in Frage kommenden Algorithmen präsentieren. Auch müsste auf wichtige Vor- und Nachteile hingewiesen werden, so dass sich zeitaufwändige Recherchen zu den jeweiligen Methoden erübrigen. Dieser Aspekt könnte in weiteren Arbeiten analysiert werden, indem etwa eine Befragung von Unternehmen und Forschungseinrichtungen durchgeführt wird, um Gründe für die Wahl des MCDA-Verfahrens zu bestimmen.

Im Fallbeispiel ist eine Erweiterung der Produktionslinien um andere Produkte wie Bernsteinsäure oder das Hinzufügen von globalen Kriterien bzw. Unterkriterien ohne weiteres möglich. Das Prinzip der Vorgehensweise sowie die Struktur können bei der Betrachtung anderer Verfahren oder Prozessketten übernommen werden. Außerdem können nachträgliche Schlüsselgrößen für Synergien bei der Nutzung gleicher Rohstoffe oder Prozesse für die Herstellung unterschiedlicher Produkte mit geringem Aufwand in das Modell integriert werden. Synergien sind z. B. beim Transport, bei der Vorbereitung (Zerkleinerung, Sortierung, Reinigung, ...) sowie bei gemeinsamen Reinigungsprozessen (Rektifikation, Extraktion, Destillation, ...) möglich. Hier könnte auf dieselbe Datengrundlage zurückgegriffen werden.

Für die Festlegung der Produktionslinien im Fallbeispiel (vgl. Kapitel 7) wurde eine Veröffentlichung des US Departement of Energy (USDOE) genutzt, wobei anhand verschiedener Kriterien die zehn biobasierten Chemikalien mit den besten Marktchancen aus 300 Chemikalien ausgewählt wurden. Zusätzlich wurde eine VDI-Studie über die chemische Nutzung von Biomasse betrachtet (vgl. Kapitel 7.2.2). Nach einer ersten Auswahl (vgl. Tabelle 15), konnten aufgrund eines Mangels an Daten nicht alle Produktionslinien übernommen werden. Daher wurden ausschließlich folgende biobasierte Produkte ausgewählt: Ethanol, Milchsäure und Bernsteinsäure. Andere biobasierte Chemikalien können jederzeit hinzugefügt werden, sobald entsprechende Daten vorliegen. Die Schwierigkeit hier liegt darin, dass bei jeder neuen betrachteten Biomasseart für den Transport und das Verarbeitungsverfahren eine einmalige LCA und LCC durchgeführt werden muss. Die ökologischen und ökonomischen Ergebnisse können dann in das Excel-Tool eingegeben und in der AHP-Methode betrachtet werden. Wie bei den meisten Entscheidungsmethoden muss der Entscheidungsträger im Vorfeld bestimmte kritische und nicht relevante Szenarien bzw. Kriterien ausschließen. Algenbioraffinerien können z. B. nur bestimmte Chemikalien produzieren, haben aber geringe Lasten bezüglich Biomassenanbau und Transport. Von Nachteil ist hier der Energiebedarf für den Anbau von Algen, welcher das ganze Verfahren unwirtschaftlich macht. Zusätzlich sind keine Synergien mit anderen Verfahren oder biobasierten Produkten zu erwarten. Dasselbe kann für andere Verfahren wie die Pyrolyse festgehalten werden.

8.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

8.5.1 Schlussfolgerungen

In dieser Arbeit wurde aufgezeigt, dass die Kombination von LCA und LCC in einer deskriptiven multikriteriellen Entscheidungsanalyse auf einfache und schnelle Weise bei der Beurteilung der wirtschaftlichen und ökologischen Vorteile einer neuen Technologie unterstützen kann. Der Entscheidungsträger kann eigenständig unterschiedliche Gewichtungen testen und somit alle möglichen zukünftigen Entwicklungen der politischen Rahmenbedingungen und Änderung der persönlichen Einstellungen schnell und effizient mitberücksichtigen. Dafür muss die Studie nicht unbedingt ausgehend vom Startpunkt wiederholt werden, was erhebliche Zeit- und Bearbeitungsaufwand bedeuten würde. Der Einfluss einer Präferenzensetzung auf eine Entscheidung wird durch ein einfaches Tool deutlich gemacht.

Im Fallbeispiel Bioraffinerie wurde festgestellt, dass einige Einschränkungen und Unsicherheiten der Methodik und der Datengrundlagen die Beurteilung beeinträchtigen können. Trotzdem kann die Weiterentwicklung dieser Methode sowie die Bereitstellung relevanter Daten die Erreichung von festgelegten gesellschaftlichen und politischen Zielen im Bereich der biobasierten Ökonomie und bezüglich des Klimawandels unterstützen. Diese Ziele können nur durch die Kombination der preisgünstigen Biokraftstoffe mit wertvollen Chemikalien erreicht werden. Der modulare Aufbau sowie das vorgestellte strukturierte und hierarchische Konzept können die durchgehende Fortentwicklung der Verfahrenseffizienz und Preisschwankungen in Frühstadien beurteilen und somit Chancen und Risiken zeigen. Dies ist eine Voraussetzung für den Erfolg des industriellen Wandels weg von fossilen Ressourcen und hin zu einer nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft durch Beschäftigung in ländlichen Gebieten und die Schaffung zusätzlicher Arbeitsplätze. Die in dieser Arbeit vorgestellte Methode erlaubt den Entscheidungsträgern nicht nur die Beurteilung der globalen Kriterien, sondern ermöglicht nachträgliche Erweiterungen sowie die höhere Gewichtung von Subkriterien. Die Ergebnisse des Fallbeispiels in dieser Arbeit sind unter den vorausgesetzten Annahmen eindeutig. Für die Herstellung von Bioethanol im Raum Hessen ist die Weizentechnologie die günstigste Alternative. Die Maistechnologie ist für die Herstellung von Milchsäure zu bevorzugen und für die Herstellung der Bernsteinsäure ist die Strohtechnologie die beste Variante. Grundsätzlich wird empfohlen die Methode und die Datengrundlage weiterzuentwickeln, um die Synergie in einer komplexen Bioraffinerie mit einer Vielzahl an Biomasseninputs und einer Zusammenstellung unterschiedlicher Verfahren für die Herstellung einer Plattform unterschiedlicher biobasierter Chemikalien zu erreichen.

8.5.2 Verbleibender Forschungsbedarf

Aufgrund von Zeit- und Datenbegrenzungen konnten in dieser Arbeit weiterführende Fragen nicht beantwortet werden. Die Technologien werden kontinuierlich und rasch weiterentwickelt. Technologien, die gegenwärtig ineffizient sind, könnten in Zukunft konkurrenzfähig sein. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, das Konzept modular und flexibel zu gestalten, um eine rasche Anpassung zu ermöglichen. Es ist zum Beispiel empfehlenswert, eine automatische Schnittstelle zu entwickeln, um alle ökonomischen Werte direkt aus Online-Börsen abrufen zu können. In den letzten Jahren wird in der Politik zunehmend eine CO₂-Steuer diskutiert, weshalb eine Erweiterung des entwickelten Tools im Excel-Format zur monetären Bewertung der berechneten Treibhausgasemissionen notwendig sein könnte. Hiermit wird den

politisch gewünschten Alternativen mit geringem Treibhauspotential ein zusätzlicher Vorteil zugesprochen. Eine weitere Problemstellung, die man in Zukunft behandeln sollte, ist die Abhängigkeit zwischen den einzelnen Kriterien. Hier konnte das ANP-Konzept (Analytischer Netzwerkprozess) Hilfe leisten. Der ANP hat jedoch höhere Datenanforderungen und Unsicherheiten, und birgt das Risiko, dass die Wechselwirkung zwischen den Kriterien dazu führt, dass die Ergebnisse ohne tieferes Wissen nicht mehr nachvollziehbar sind. Im Fallbeispiel liegt ein vielversprechender Ansatz in der richtigen Synergie zwischen der Produktion unterschiedlicher biobasierter Chemikalien und den laufenden Bemühungen der Integration von Rohstoffen und biobasierten Produkten. Zusätzlich soll beispielsweise im Fall von Bioethanol zwischen der energetischen und der stofflichen Nutzung unterschieden werden, um herauszufinden, inwieweit eine Kombination der Nutzung von Biokraftstoffen und Chemikalien mit höherem Wert und geringem Volumen eine größere Rendite bietet und die politischen, energetischen und wirtschaftlichen Ziele erreicht werden. Da die Unsicherheiten der Ergebnisse nicht zu vernachlässigen sind, muss erforscht werden, inwieweit das Kapitalrisiko eines industriellen Einsatzes durch einen finanziellen Anreiz bzw. durch staatliche Förderung von Mischtechnologien und Bioprodukten in den ersten Schritten begünstigt werden kann. Das Ziel ist jedoch eine zukünftige eigenständige, marktreife Bioökonomie.

9 Zusammenfassung

Neue Technologien wie Elektromobilität oder Bioraffinerie gewinnen aufgrund ihrer ökologischen und wirtschaftlichen Vorteile sowohl in Industrie und Forschung als auch in der Politik zunehmend an Bedeutung. Für den weiteren Ausbau ihres Marktes müssen die innovativen Technologien zusätzlich zu ihren ökologischen Vorzügen auch profitabel und flexibel gestaltet werden. In diesem Bereich bestehen zahlreiche Handlungsspielräume, da bei der Produktion von neuen Produkten eine Vielzahl von Rohstoffen, Produktionsverfahren und Prozesskombinationen möglich ist.

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel dieser Arbeit die Entwicklung eines deskriptiven Konzepts zur Zusammenführung der Methoden LCA und LCC mit Methoden der multikriteriellen Entscheidungsfindung. Dabei werden ökologische, ökonomische und technische Bewertungskriterien berücksichtigt. Die entwickelte Bewertungsmethode sollte in der Regel zu Beginn der Planungsphase oder im Rahmen einer Machbarkeitsstudie durchgeführt werden. Eine inhärente Eigenschaft multikriterieller Entscheidungen ist die Erforderlichkeit der subjektiven Auswahl und Gewichtung der Kriterien. Der Ansatz soll daher auf einfache und schnelle Weise den Einfluss unterschiedlicher Präferenzensetzungen auf das Ergebnis und damit die Robustheit einer Entscheidung untersuchen können, wodurch eine „ad-hoc“ Bewertung ohne fundierte Kenntnisse gewährleistet werden soll. Somit kann der Entscheidungsträger ohne erheblichen Zeit- und Bearbeitungsaufwand unterschiedliche Gewichtungen testen, um mögliche zukünftige Entwicklungen der politischen Rahmenbedingungen und der gesellschaftlichen Einstellungen zu berücksichtigen.

Die Bewertung startet mit der Definition des Ziels und der Rahmenbedingungen durch den Entscheidungsträger, wobei Annahmen sowie lokale und globale Beschränkungen festgelegt werden müssen. Es folgt die Auswahl der zu untersuchenden Alternativen sowie der Kriterien und Subkriterien durch Experten und Entscheidungsträger. Das Problem wird hierbei in seine kleinstmöglichen Bestandteile (Alternativen, Kriterien) zerlegt. Diese Bestandteile werden anschließend in einem hierarchischen System aus Alternativen, Kriterien und Unterkriterien synthetisiert. Anschließend werden die globalen Kriterien anhand qualitativer Kriterien von Entscheidungsträgerkomitees gewichtet und Unterkriterien durch quantitative Gewichtungskoeffizienten durch Experten hergeleitet. Diese Koeffizienten werden aus Primärdaten, Datenbanken, Literaturquellen und Ergebnissen komplementärer LCA-, LCC- und SLCA-Studien bzw. andere Ansätze gewonnen. Die globalen und Unterkriterien werden dann für alle Alternativen in der MCDA-Auswertung berechnet und in einer Gesamtwertung als Rangfolge aggregiert. Die Ergebnisse werden am Ende von allen Beteiligten kritisch

diskutiert und interpretiert. Unter Betrachtung von Anforderungen wie Vollständigkeit, Plausibilität für Laien, Strukturierung des Problems, Konsistenzprüfung und Ranking aller Alternativen, wurde AHP als geeigneter Ansatz für die MCDA-Auswertung identifiziert.

In der vorliegenden Arbeit wurde der entwickelte Ansatz für ein Fallbeispiel neuer Technologien aus dem Bereich der Bioraffinerie exemplarisch angewandt. Dafür wurden folgende Produktionslinien für den Standort Hessen anhand von LCA und LCC ökologisch, ökonomisch und technisch bewertet:

- Ethanol aus Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben, Zuckerrohr, Zuckerhirse, Weizen und Stroh
- Milchsäure aus Mais und Zuckerrohr
- Bernsteinsäure aus Stroh und Zuckerhirse

Die Ergebnisse verdeutlichen den besonderen Nutzen der entwickelten Methode, da die Robustheit und der Ergebnisse in wenigen Schritten überprüft werden konnte. Durch die einfache Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichtungsfaktoren der globalen Kriterien konnte gezeigt werden, dass die Weizentechnologie bei der Herstellung von Bioethanol in allen extremen Gewichtungsszenarien gegenüber allen Alternativen vorteilhaft ist. Bei der Herstellung von Milchsäure wurde Mais als bevorzugte Technologie identifiziert. Im Anschluss zeigte die Herstellung von Bernsteinsäure aus Stroh einen ökonomischen und ökologischen Vorteil aber einen technischen Nachteil gegenüber der Zuckerhirsetechnologie.

Die Ergebnisse der AHP-Analyse hängen stark von den Entscheidungsträgern und deren Beurteilungen ab. Durch die hohe Unsicherheit bezüglich der Umweltindikatoren, der Logistik, der Marktpreise, der Produktionskosten sowie vieler anderer Parameter stellt eine Investitionsentscheidung eine große Herausforderung dar.

Wegen der Inkonsistenz der Daten aus Labormaßstab und industriellem Maßstab ist es notwendig, diverse Annahmen für die Harmonisierung aller Produktionssysteme zu treffen, um repräsentative Vergleiche zu erhalten. Die Daten wurden deshalb anhand des ecoinvent-Leitfadens homogenisiert, um die Upstream-Verkettungen nutzen zu können. Trotz höchster Sorgfalt kann dieser Harmonisierungsvorgang die Unsicherheiten beeinflussen. Weitere Unsicherheiten, z. B. bei Import von Biomasse aus dem Ausland, stellen die politische Lage und wirtschaftliche Abkommen Deutschlands mit den jeweiligen Einfuhrländern dar; auch Zölle können die Ergebnisse zugunsten biobasierter Produkte aus regionaler Biomasse verschieben. Im Gegensatz zur Produktion von Bioethanol sind aus den Literaturquellen der Herstellungsprozesse von Milchsäure und Bernsteinsäure keine Angaben über die Nebenprodukte zu entnehmen. Hier werden auch keine zusätzlichen Annahmen getroffen und somit

keine Gutschriften angegeben, was zu einer Unterschätzung dieser Alternativen führen kann. Die oben genannten Unsicherheiten sind allerdings nicht durch den hier entwickelten MCDA-Ansatz bedingt, sondern bestehen unabhängig davon. Der Ansatz kann durch den modularen Aufbau und die damit verbundene transparente Kommunikation der Ergebnisse zum besseren Verständnis der Unsicherheiten und deren Einfluss auf die Robustheit und Plausibilität der Entscheidung beitragen. Die Plausibilität besteht darin, dass nicht nur aggregierte Endergebnisse an Entscheidungsträger vermittelt werden, sondern zusätzlich die Möglichkeit besteht, mit begrenzten Ressourcen zukünftige Änderungen der gesellschaftlichen, politischen und persönlichen Einstellungen der Entscheidungsträger zu berücksichtigen. Wie bei allen Entscheidungsmethoden muss der Entscheidungsträger im Vorfeld bestimmte kritische und nicht relevante Szenarien bzw. Kriterien ausschließen. Die Übertragbarkeit des vorliegenden Ansatzes auf andere Prozesssysteme ist grundsätzlich möglich. Dies ist jedoch mit einem potenziell erheblichen Aufwand bei der Modellanpassung verbunden.

Die Methode ist modular und hierarchisch strukturiert und kann somit Änderungen von Prozessen sowie Preisschwankungen in Frühstadien bewerten sowie Chancen und Risiken aufzeigen. Eine Weiterentwicklung dieser Methode und die Verbesserung der Datengrundlagen werden die Qualität der Ergebnisse sowie die Erfüllung von festgelegten gesellschaftlichen und politischen Zielen bezüglich des Klimawandels und der biobasierten Ökonomie unterstützen. In dieser Arbeit wurde aufgezeigt, dass die Kombination von LCA und LCC in einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse auf einfache und schnelle Weise die Beurteilung der wirtschaftlichen und ökologischen Vorteile einer neuen Technologie unterstützen kann. Damit jedoch in Zukunft auch kleinere Unternehmen mit geringen Ressourcen MCDA-Methoden zielgerichtet einsetzen können, wäre die Erstellung eines Leitfadens sinnvoll. Dieser könnte alle relevanten Informationen abfragen und dann die relevanten Algorithmen präsentieren. Die Weiterentwicklung des Ansatzes ist notwendig um die Unsicherheiten zu minimieren, die Wechselwirkung zwischen den Kriterien zu berücksichtigen und zum Beispiel die Daten mittels einer automatischen Schnittstelle zu aktualisieren.

10 Literatur

Aireg 2012: Aviation Initiative for Renewable Energy in Germany e.V. (aireg) 2012a: Pressemitteilung. Alternative Flugkraftstoffe sind der Schlüssel für klimaneutrales Fliegen. Berlin, den 19. April 2012. <http://www.aireg.de/de/pressemitteilungen/110-alternative-flugkraftstoffe-sind-der-schlüssel-fuer-klimaneutrales-fliegen.html> (Abruf: 18. April 2016).

Akgul 2012: Akgul, Ozlem, Nilay Shah, and Lazaros G. Papageorgiou. "Economic optimisation of a UK advanced biofuel supply chain." *Biomass and Bioenergy* 41 (2012): 57-72.

Akhtar 2015: Akhtar, S., Reza, B., Hewage, K., Shahriar, A., Zargar, A., Sadiq, R., 2015. Life cycle sustainability assessment (LCSA) for selection of sewer pipe materials. *Clean Technol. Environ. Policy* 17, 973-992.

Alles 2010: Alles, Carina Maria, and Robin Jenkins. "Integrated corn-based biorefinery: a study in sustainable process development." *Sustainable Development in the Process Industries* (2010): 157.

Almodares 2009: Almodares, A., and M. R. Hadi. "Production of bioethanol from sweet sorghum: A review." *African Journal of Agricultural Research* 4.9 (2009): 772-780. <http://www.academicjournals.org/journal/AJAR/article-full-text-pdf/6DDEDD738826>

Aragonés 2014: Aragonés-Beltrán, P., et al. "An AHP/ANP-based multi-criteria decision approach for the selection of solar-thermal power plant investment projects." *Energy* 66 (2014): 222-238.

Arvidsson 2012: Arvidsson, Rickard, et al. "Energy use indicators in energy and life cycle assessments of biofuels: review and recommendations." *Journal of Cleaner Production* 31 (2012): 54-61.

Assefa 2007: Assefa, Getachew, and Björn Frostell. "Social sustainability and social acceptance in technology assessment: A case study of energy technologies." *Technology in Society* 29.1 (2007): 63-78.

Athawale 2010: Vijay Manikrao Athawale, Shankar Chakraborty (Ed.), *Facility Location Selection using PROMETHEE II Method*, 2010.

Atilgan 2016: Atilgan, B., Azapagic, A., 2016. An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey. *Energy Policy* 93, 168 -186.

Bai 2010: Bai, Yu; Luo, Lin; Voet, Ester (2010), Life cycle assessment of switchgrass-derived ethanol as transport fuel. In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (5), S. 468-477. DOI: 10.1007/s11367-010-0177-2.

Balkema 2002: Balkema, Annelies J., et al. "Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems." *Urban water* 4.2 (2002): 153-161.

Basurko 2014: Basurko, Oihane C., and Ehsan Mesbahi. "Methodology for the sustainability assessment of marine technologies." *Journal of Cleaner Production* 68 (2014): 155-164.

BDEW 2019: Bundesverbandes der Deutschen Energie- und Wasserwirtschaft, Anteil Erneuerbarer Energieträger an der Bruttostromerzeugung in Deutschland in den Jahren 2017 und 2018 [Graph]. In Statista. Zugriff am 19. September 2019, von <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/171368/umfrage/struktur-der-bruttostromerzeugung-durch-erneuerbare-energien-in-deutschland/>

Behr 2010: Behr, Arno, Alexander Kleyensteiber, and Ulrich Hartge. "Alternative Synthesewege zum Ethylen." *Chemie Ingenieur Technik* 82.3 (2010): 201-213.

Benoît 2010: Benoît, Catherine, et al. "The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time!." The international journal of life cycle assessment 15.2 (2010): 156-163.

Bentsen 2012: Bentsen, Niclas Scott, and Claus Felby. "Biomass for energy in the European Union-a review of bioenergy resource assessments." Biotechnology for biofuels 5.1 (2012): 1.

BioAmber 2016: http://www.bio-amber.com/press_releases.php. (Abruf: 13. April 2016)

Bioenergiedat 2016: <http://www.bioenergiedat.de/> (Abruf: 15. Mai 2016)

BiomasseV 2001: "Biomasseverordnung vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234), die zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 13. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2258)

Birner 2014: Birner, R., et al. "Die Wettbewerbsfähigkeit der Bioökonomie in Deutschland nachhaltig stärken." Vorläufige Version. Hg. v. Bioökonomierat (2014).

Blottnitz 2007: Blottnitz, H. von; Curran, M.A (2007), A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. In: Journal of cleaner production 15 (7), S. 607–619.

BMEL 2009: Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe, <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/AktionsplanNaWaRo.pdf?blob=publicationFile>, Abruf: 02.12.2012, August 2009.

BMU 2009: BMU, BMELV. "Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Anhang. Federal Ministry for the Environment." Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV), Berlin (2009).

BMWi 2018: BMWi, Zeitreihen zur Entwicklung erneuerbarer Energien in Deutschland, Zugriff am 09. Februar 2018. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Infografiken/Energie/infografik-entwicklung-anteil-erneuerbare-energien-bruttostromverbrauch.html>

BMWi 2019: BMWi, Verteilung der Wärmebereitstellung aus Erneuerbaren Energien in Deutschland nach Energieträger im Jahr 2018 [Graph]. In Statista. Zugriff am 19. September 2019, von <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/156949/umfrage/waermeerzeugung-aus-erneuerbaren-energien-2009/>

Bond 2011: Bond, Tom, and Michael R. Templeton. "History and future of domestic biogas plants in the developing world." Energy for Sustainable development 15.4 (2011): 347-354.

Bozell 2010: Bozell, Joseph J., and Gene R. Petersen. "Technology development for the production of biobased products from biorefinery carbohydrates—the US Department of Energy's "top 10" revisited." Green Chemistry 12.4 (2010): 539-554.

Buchanan 2007: J. Buchanan, P. Sheppard, Ranking Projects Using the ELECTRE Method, available at <http://www.orsnz.org.nz/conf33/papers/p58.pdf> (accessed on Mai 05, 2017).

Caro 2011: Caro, Felipe, et al. "Carbon-optimal and carbon-neutral supply chains." Available at SSRN 1947343 (2011).

Cavalett 2013: Cavalett et al. (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. Int J Life Cycle Assess (The International Journal of Life Cycle Assessment), S. 647–658.

Chan 2014: Chan, H.K., Wang, X., Raffoni, A., 2014. An integrated approach for green design: life-cycle, fuzzy AHP and environmental management accounting. *Br. Account. Rev.* 46, 344-360.

Cheng 2012: Cheng, Ke-Ke, et al. "Biotechnological production of succinic acid: current state and perspectives." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6.3 (2012): 302-318.

Cherubini 2009: Cherubini, F.; Bird, N.D; Cowie, A.; Jungmeier, G.; Schlamadinger, B.; Woess-Gallasch, S. (2009), Energy-and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53 (8), S. 434–447.

Cherubini 2009: Cherubini, Francesco, et al. "Toward a common classification approach for biorefinery systems." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 3.5 (2009): 534-546.

Cherubini 2010: Cherubini, Francesco, and Sergio Ulgiati. "Crop residues as raw materials for biorefinery systems—A LCA case study." *Applied Energy* 87.1 (2010): 47-57.

Cherubini 2010: Cherubini, Francesco. "The biorefinery concept: using biomass instead of oil for producing energy and chemicals." *Energy Conversion and Management* 51.7 (2010): 1412-1421.

Christensen 2006: Christensen, Claus H., et al. "Formation of Acetic Acid by Aqueous-Phase Oxidation of Ethanol with Air in the Presence of a Heterogeneous Gold Catalyst." *Angewandte Chemie International Edition* 45.28 (2006): 4648-4651.

Cinelli 2014: Cinelli, Marco, Stuart R. Coles, and Kerry Kirwan. "Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment." *Ecological indicators* 46 (2014): 138-148.

Ciroth 2011: Citroth, A.; Franze, J. "LCA of an Ecolabeled Notebook—consideration of social and environmental impacts along the entire life cycle, GreenDeltaTC, sustainable development." (2011).

Cohen 2010: Cohen, J. et al.: Critical Analysis of Emerging Forest Biorefinery (FBR) Technologies for Ethanol Production. In *Pulp and Paper Canada -Ontario-*, 2010; S. 24–30.

Comanita 2015: Comanita, E. et al.: Challenges And Opportunities In Green Plastics: An Assessment Using The Electre Decision-Aid Method. In *Environmental Engineering and Management Journal*, 2015; S. 689–702.

Coyle 2004: Geoff Coyle, *The Analytic Hierarchy Process (AHP), Practical Strategy*, Open Access Material, Pearson Education Limited 2004 (2004).

Daful 2017: Daful, Asfaw Gezae, et al. "Environmental impact assessment of lignocellulosic lactic acid production: Integrated with existing sugar mills." *Food and bioproducts processing* 99 (2016): 58-70.

Dal-Mas 2011: Dal-Mas, Matteo, et al. "Strategic design and investment capacity planning of the ethanol supply chain under price uncertainty." *Biomass and Bioenergy* 35.5 (2011): 2059-2071.

Datta 2006: Datta, Rathin, and Michael Henry. "Lactic acid: recent advances in products, processes and technologies—a review." *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 81.7 (2006): 1119-1129.

Delhomme 2009: Delhomme, Clara, Dirk Weuster-Botz, and Fritz E. Kühn. "Succinic acid from renewable resources as a C 4 building-block chemical—a review of the catalytic possibilities in aqueous media." *Green Chemistry* 11.1 (2009): 13-26.

Dong 2014: Dong, J., Chi, Y., Zou, D., Fu, C., Huang, Q., Ni, M., 2014. Energy-environment-economy assessment of waste management systems from a life cycle perspective: model development and case study. *Appl. Energy* 114, 400-408.

Dornburg 2004: Dornburg, Veronika. Multi-functional biomass systems. Utrecht University, 2004.

Dow 2007: DOW and Crystalsec announce plans to make polyethylene from sugar cane in Brazil. URL: http://news.dow.com/dow_news/prodhub/2007/20070719a.htm, zuletzt geprüft am 10.10.2015

Earles 2011: Earles, J.M; Halog, A.; Shaler, S. (2011): Improving the Environmental Profile of Wood Panels via Co-Production of Ethanol and Acetic Acid. In: *Environmental science & technology*.

Ecoinvent 2016: <http://www.ecoinvent.org/home.html> (Abruf: 28. Juni 2016)

Ekman 2011: Ekman, Anna, and Pål Börjesson. "Environmental assessment of propionic acid produced in an agricultural biomass-based biorefinery system." *Journal of Cleaner Production* 19.11 (2011): 1257-1265.

ELCD 2016: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/> (Abruf: 11. April 2017)

Emmenegger 2012: Emmenegger et al. (2012). LCA of energetic biomass utilization. *Int J Life Cycle Assess (The International Journal of Life Cycle Assessment)*, S. 1142–1147

Engel 2004: Engel, Andreas, Michael Möhring, and Klaus G. Troitzsch. "Sozialwissenschaftliche Datenanalyse." (2004).

Enguítanos 2002: Enguítanos, Marina, et al. "Techno-economic analysis of Bio-alcohol production in the EU: a short summary for decision-makers." European Commission, Report EUR 20280 (2002). <https://core.ac.uk/download/pdf/38614579.pdf>

Eranksi 2011: Eranksi, Pragnya L., and Bruce E. Dale. "Comparative life cycle assessment of centralized and distributed biomass processing systems combined with mixed feedstock landscapes." *GCB Bioenergy* 3.6 (2011): 427-438.

Erdmann 2010: Erdmann, Georg, Lars Dittmar, and Fachgebiet Energiesysteme–TU Berlin. "Technologische und energiepolitische Bewertung der Perspektiven von Kraft-Wärme-Kopplung in Deutschland." TU Berlin (2010).

EU 2009: Union, Europäische. "Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG." *Amtsblatt der Europäischen Union* 140 (2009): 16-62.

Fachverband 2012: Fachverband der Stärke-Industrie e.V., www.staerkeverband.de. 2012

Fachverband 2014: Fachverband der Stärke-Industrie e.V. 2014:

FAO 2012: FAO, <http://faostat.fao.org> 2012

FAOSTAT 2018 : <http://www.fao.org/faostat/en/#home>

Feifel 2009: Feifel, S., et al. "Ökobilanzierung 2009–Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit." (2009).

Figueira 2010: José Figueira, Salvatore Greco, Bernhard Roy, Roman Slowinski, *Electre Methods: Main Features and Recent Developments* (2010).

FNR 2014: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. "Marktanalyse Nachwachsende Rohstoffe." Gülzow, abrufbar unter: <http://fnr.de/marktanalyse/marktanalyse.pdf> (2014).

Foley 2011: Foley, Patrick M., Evan S. Beach, and Julie B. Zimmerman. "Algae as a source of renewable chemicals: opportunities and challenges." *Green Chemistry* 13.6 (2011): 1399-1405.

Forman 2001: Forman, Ernest H., and Mary Ann Selly. *Decision by objectives: how to convince others that you are right*. World Scientific, 2001.

Friedrich 2016: <http://www.staerkeverband.de/html/zahlen.html> (Aufruf Juli 2016).

GaBi 2018: <http://www.gabi-software.com/deutsch/index/>

Galitsky 2003: Galitsky, Christina, Ernst Worrell, and Michael Ruth. "Energy efficiency improvement and cost saving opportunities for the Corn Wet Milling Industry: An ENERGY STAR Guide for Energy and Plant Managers." Lawrence Berkeley National Laboratory (2003). https://eetd.lbl.gov/sites/all/files/corn_wet_milling.pdf

Geldermann 2001: J. Geldermann, O. Rentz, Integrated technique assessment with imprecise information as a support for the identification of best available techniques (BAT), *OR Spektrum* 23 (1) (2001) 137–157.

Gemis 2016: <http://iinas.org/gemis-dokumente.html> (Abruf: 18. Juli 2018)

Gerber 2011: Gerber, Léda, Martin Gassner, and François Maréchal. "Systematic integration of LCA in process systems design: application to combined fuel and electricity production from lignocellulosic biomass." *Computers & Chemical Engineering* 35.7 (2011): 1265-1280.

Gervasio 2008: Gervasio, Helena, and Luís Simões da Silva. "Comparative life-cycle analysis of steel-concrete composite bridges." *Structure and Infrastructure Engineering* 4.4 (2008): 251-269.

Geyer 2010: Geyer, Roland, et al. "Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15.5 (2010): 454-467.

Ghosh 2011: Ghosh, Dipendra Nath. "Analytic hierarchy process & TOPSIS method to evaluate faculty performance in engineering education." *Dipendra Nath Ghosh et al UNIASCIT* 1.2 (2011): 63-70.

Giarola 2011: Giarola, Sara, Andrea Zamboni, and Fabrizio Bezzo. "Spatially explicit multi-objective optimisation for design and planning of hybrid first and second generation biorefineries." *Computers & Chemical Engineering* 35.9 (2011): 1782-1797.

Giuliani 2016: Giuliani, Matteo, and Andrea Castelletti. "Is robustness really robust? How different definitions of robustness impact decision-making under climate change." *Climatic Change* 135.3-4 (2016): 409-424.

Giustozzi 2012: Giustozzi, Filippo, Maurizio Crispino, and Gerardo Flintsch. "Multi-attribute life cycle assessment of preventive maintenance treatments on road pavements for achieving environmental sustainability." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17.4 (2012): 409-419.

Gnansounou 2004: Gnansounou, E., and A. Dauriat. "Etude comparative de carburants par analyse de leur cycle de vie." Final Report. Lasen, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne Switzerland (2004). <http://lasen.epfl.ch/webdav/site/lasen/shared/import/migration/420.100%20-%20Projet%20ALCOSUISSE.pdf>

Gold 2011: Gold, Stefan, and Stefan Seuring. "Supply chain and logistics issues of bio-energy production." *Journal of Cleaner Production* 19.1 (2011): 32-42.

González 2009: González-García et al. (2009). Environmental aspects of ethanol-based fuels from *Brassica carinata*. A case study of second generation ethanol, S. 2613–2620.

Greco 2006: S. Greco, Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys, Springer New York, 2006.

Grimm 2011: Vera Grimm, Dr. Matthias Braun, Dr. Olav Teichert, Dr. Dr. Axel Zweck, VDI (2011). VDI-Übersichtsstudie Biomasse – Rohstoff der Zukunft für die chemische Industrie., Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf

Hagenloech 2009: Hagenloech, Thorsten. Grundzüge der Entscheidungslehre. BoD–Books on Demand, 2009.

Halog 2011: Halog, A., Manik, Y., 2011. Advancing integrated systems modelling framework for life cycle sustainability assessment. Sustainability 3, 469-499.

Harding 2007: Harding, K. G., et al. "Environmental analysis of plastic production processes: comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid using life cycle analysis." Journal of biotechnology 130.1 (2007): 57-66.

Hartmann 2009: Hartmann, Hans, et al. "Grundlagen der thermochemischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe." Energie aus Biomasse. Springer Berlin Heidelberg, 2009. 333-461.

Harvey 2011: Harvey, Mark, and Sarah Pilgrim. "The new competition for land: food, energy, and climate change." Food Policy 36 (2011): S40-S51.

Hatti 2007: Hatti-Kaul, Rajni, et al. "Industrial biotechnology for the production of bio-based chemicals—a cradle-to-grave perspective." Trends in biotechnology 25.3 (2007): 119-124.

Heijungs 2013: Heijungs, Reinout, Ettore Settanni, and Jeroen Guinée. "Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC." The International Journal of Life Cycle Assessment 18.9 (2013): 1722-1733.

Hermann 2007: Hermann, B. G., K. Blok, and Martin Kumar Patel. "Producing bio-based bulk chemicals using industrial biotechnology saves energy and combats climate change." Environmental science & technology 41.22 (2007): 7915-7921.

Holladay 2007: Holladay, John E., et al. Top Value-Added Chemicals from Biomass-Volume II—Results of Screening for Potential Candidates from Biorefinery Lignin. No. PNNL-16983. Pacific Northwest National Laboratory (PNNL), Richland, WA (US), 2007.

Hottle 2013: Hottle, Troy A., Melissa M. Bilec, and Amy E. Landis. "Sustainability assessments of bio-based polymers." Polymer Degradation and Stability 98.9 (2013): 1898-1907.

Hunkeler 2008: Hunkeler, D., Rebitzer, G., Lichtenvort, K. (eds.): Environmental Life Cycle Costing. Lead authors: Ciroth, A.; Hunkeler, D.; Huppel, G.; Lichtenvort, K.; Rebitzer, G.; Rüdenauer, I.; Steen, B; Taylor & Francis 2008

IEA 2009: JUNGMEIER, G., et al. IEA Bioenergieprogramm 2007-2009 Task 42: Bioraffinerien.

Ilmén 2007: Ilmén, Marja, et al. "Efficient production of L-lactic acid from xylose by *Pichia stipitis*." Applied and environmental microbiology 73.1 (2007): 117-123.

Ishizaka 2009: L.A. Ishizaka Alessio, Analytic Hierarchy Process and Expert Choice: Benefits and Limitations, ORInsight (22(4)) (2009) 201–220.

ISO 14040 2006: ISO 14040 (2006) Environmental management—life cycle assessment—principles and framework. ISO, Geneva; http://www.iso.org/iso/iso_catalogue.htm

ISO 14044 2006: DIN EN ISO 14044:2006-10 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen

Iwaro 2016: Iwaro, J., Mwasha, A., Williams, R.G., Wilson, W., 2016. An integrated approach for sustainable design and assessment of residential building envelope: part II. *Int. J. Low-Carbon Technol.* 11, 89-108.

Janssen 2010: Janssen, M.; Stuart, P.: Drivers and Barriers for Implementation of the Biorefinery. In *Pulp and Paper Canada*, 2010; S. 13–17.

Jong 2012: de Jong, Ed, et al. "Bio-based chemicals value added products from biorefineries." IEA Bioenergy, Task42 Biorefinery (2012).

Jungbluth 2007 Jungbluth, Niels, et al. "Life cycle inventories of bioenergy." Final report ecoinvent data v2. 0 17 (2007).

Jungmeier 2009: Jungmeier, G. "IEA Bioenergieprogramm 2007-2009 Task 42: Bioraffinerien."

Kahraman 2003: C. Kahraman, U. Cebeci, Z. Ulukan, Multi-criteria supplier selection using fuzzy AHP, *Logistics Information Mngt* 16 (6) (2003) 382–394.

Kalbar 2012: Kalbar, Pradip P., Subhankar Karmakar, and Shyam R. Asolekar. "Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach." *Journal of environmental management* 113 (2012): 158-169.

Kalbar 2016: Kalbar, P., Karmakar, S., Asolekar, S.R., 2016. Life cycle-based decision support tool for selection of wastewater treatment alternatives. *J. Clean. Prod.* 117, 64 -72.

Kaltschmitt 2009: Kaltschmitt, M., Hans Hartmann, and Hermann Hofbauer. "Energie aus Biomasse-Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2009."

Kamm 2006: Kamm, Birgit, Patrick R. Gruber, and Michael Kamm. *Biorefineries—industrial processes and products*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2006.

Keller 2010: Keller, M. et al. (2010) Handbook emission factors for road transport v3.1, HBEFA. INFRAS, Berne, CH.

Keyser 1996: W. de Keyser, P. Peeters, A note on the use of PROMETHEE multicriteria methods, *European Journal of Operational Research* 89 (3) (1996) 457–461.

Kiker 2005: Kiker, Gregory A., et al. "Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making." *Integrated environmental assessment and management* 1.2 (2005): 95-108.

Kim 2013: Kim, S.-H., Choi, M.-S., Mha, H.-S., Joung, J.-Y., 2013. Environmental impact assessment and eco-friendly decision-making in civil structures. *J. Environ. Manag.* 126, 105 -112.

Kim 2004: Kim, Do Yun, et al. "Batch and continuous fermentation of succinic acid from wood hydrolysate by *Mannheimia succiniciproducens* MBEL55E." *Enzyme and Microbial Technology* 35.6 (2004)

Kim 2005: Kim, Seungdo, and Bruce Dale. "Life cycle assessment study of biopolymers (Polyhydroxyalkanoates)-Derived from No-Tilled Corn (11 pp)." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10.3 (2005): 200-210.

Klöpffer 2007: Klöpffer, Walter. "Life-cycle based sustainability assessment as part of LCM." Proceedings of the 3rd International Conference on Life Cycle Management. 2007.

Knörr 2011: Knörr, W. et al. (2011) Ecological Transport Information Tool for Worldwide Transports (EcoTransIT): Methodology and data update. Berlin, Hannover, Heidelberg, DE.

Koffler 2008: Koffler, Christoph, Liselotte Schebek, and Stephan Krinke. "Applying voting rules to panel-based decision making in LCA." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13.6 (2008): 456.

Kröger 2012: Kröger, Michael, and Franziska Müller-Langer. "Review on possible algal-biofuel production processes." *Biofuels* 3.3 (2012): 333-349.

KTBL 2018: <https://www.ktbl.de/>

Kurzrock 2010: Kurzrock, Tanja, and Dirk Weuster-Botz. "Recovery of succinic acid from fermentation broth." *Biotechnology letters* 32.3 (2010): 331-339.

Lammens 2011: Lammens, T.M; Potting, J.; Sanders, J.P; Boer, I. de (2011): Environmental comparison of bio-based chemicals from glutamic acid with their petrochemical equivalents. In: *Environmental science & technology*

Lang 2001: Lange, Jean-Paul. "Methanol synthesis: a short review of technology improvements." *Catalysis Today* 64.1 (2001): 3-8.

Lange 1998: LANGE, U. (1998): Stärke. In: *Katalyse, Institut für Angewandte Umweltforschung (Hrsg.): Leitfaden Nachwachsende Rohstoffe: Anbau – Verarbeitung – Produkte*, 71-92, Heidelberg

Lange 2010: Lange, Jean-Paul. "Resource Efficiency of Chemical Manufacturing Chains: Present and Future." *SUSTAINABLE DEVELOPMENT IN THE PROCESS INDUSTRIES* (2010): 23.

Lee 2014: Lee, H.Y., Imam, B., Chryssanthopoulos, M.K., Murphy, R.J., 2014. A Combined Economic and Environmental Performance Framework for Railway Infrastructure Maintenance. In: *Asset Management Conference 2014*. IEEE, London, pp. 1- 8.

Lee 2003: Lee, P. C.; Lee, S. Y.; Hong, S. H.; Chang, H. N. (2003): Batch and continuous cultures of *Mannheimia succiniciproducens* MBEL55E for the production of succinic acid from whey and corn steep liquor. In: *Bioprocess and Biosystems Engineering* 26 (1), S. 63–67.

Lee 2006: Lee, Sang Jun, Hyohak Song, and Sang Yup Lee. "Genome-based metabolic engineering of *Mannheimia succiniciproducens* for succinic acid production." *Applied and Environmental Microbiology* 72.3 (2006): 1939-1948.

Lenk 2010: Lenk, T. *Von der Nutzwertanalyse zum Kulturranking-Erfahrungen am Beispiel der Messestadt Leipzig*. Arbeitspapier, Leipzig; (2010).

Lesne 2008: Lesne, Annick. "Robustness: confronting lessons from physics and biology." *Biological Reviews* 83.4 (2008): 509-532.

Lewis 2015: Lewis, S. M. et al.: Fuzzy GIS-based multi-criteria evaluation for US Agave production as a bioenergy feedstock. In *GCB Bioenergy* 7, 2015; S. 84–99.

Li 2007: Li, Xuebing, and Enrique Iglesia. "Selective Catalytic Oxidation of Ethanol to Acetic Acid on Dispersed Mo-V-Nb Mixed Oxides." *Chemistry—A European Journal* 13.33 (2007): 9324-9330.

Li 2011 Li, Jian, et al. "A complete industrial system for economical succinic acid production by *Actinobacillus succinogenes*." *Bioresource technology* 102.10 (2011)

Linkov 2006: Linkov, Igor, et al. "From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications." *Environment International* 32.8 (2006): 1072-1093.

Lopolito 2011: Lopolito, Antonio, et al. "Modeling the bio-refinery industry in rural areas: A participatory approach for policy options comparison." *Ecological Economics* 72 (2011): 18-27.

Lunt 1998: Lunt, James. "Large-scale production, properties and commercial applications of polylactic acid polymers." *Polymer degradation and stability* 59.1 (1998): 145-152.

Luo 2010: Luo, Lin, Ester van der Voet, and Gjaltp Huppel. "Biorefining of lignocellulosic feedstock—Technical, economic and environmental considerations." *Bioresource technology* 101.13 (2010): 5023-5032.

Macharis 2004: C. Macharis, J. Springael, K. de Brucker, A. Verbeke: The design of operational synergies in multicriteria analysis, *European Journal of Operational Research* 153 (2) (2004) 307–317.

Macoun 1999: Macoun, Phil, and Ravi Prabhu. Guidelines for applying multi-criteria analysis to the assessment of criteria and indicators. Vol. 9. CIFOR, 1999.

Mann 1998: MANN, S. (1998): *Nachwachsende Rohstoffe*. Stuttgart.

Mansoornejad 2014: Mansoornejad, B. et al.: Application of Process Systems Engineering (PSE) Tools in Designing the Biorefinery: Proceedings of the 8th International Conference on Foundations of Computer-Aided Process Design, 2014; S. 555–560.

Mardani 2017: Mardani, Abbas, et al. "A review of multi-criteria decision-making applications to solve energy management problems: Two decades from 1995 to 2015." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 71 (2017): 216-256.

Markevicius 2010: Markevicius, A., et al. "Trends and sustainability criteria of the production and use of liquid biofuels." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14.9 (2010): 3226-3231.

Mateus 2013: Mateus, Ricardo, et al. "Sustainability assessment of an innovative lightweight building technology for partition walls—comparison with conventional technologies." *Building and Environment* 67 (2013): 147-159.

Mathews 2009: Mathews, John A., and Hao Tan. "Biofuels and indirect land use change effects: the debate continues." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 3.3 (2009): 305-317.

McCormick 2013: McCormick, Kes, and Niina Kautto. "The bioeconomy in Europe: An overview." *Sustainability* 5.6 (2013): 2589-2608.

Meynial 2008: Meynial-Salles, Isabelle, Sophie Dorotyn, and Philippe Soucaille. "A new process for the continuous production of succinic acid from glucose at high yield, titer, and productivity." *Biotechnology and bioengineering* 99.1 (2008): 129-135.

Miah 2017: Miah, J. H., S. C. L. Koh, and D. Stone. "A hybridised framework combining integrated methods for environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing." *Journal of cleaner production* 168 (2017): 846-866.

Motuziene 2016: Motuzienė, Violeta, et al. "Construction solutions for energy efficient single-family house based on its life cycle multi-criteria analysis: a case study." *Journal of Cleaner production* 112 (2016): 532-541.

Moulijn 2013: Moulijn, Jacob A., Michiel Makkee, and Annelies E. Van Diepen. Chemical process technology. John Wiley & Sons, 2013.

Moussa 2016: Moussa, Hassan I., Ali Elkamel, and Steven B. Young. "Assessing energy performance of bio-based succinic acid production using LCA." *Journal of cleaner production* 139 (2016): 761-769.

Muller, Stéphanie, et al. "The application of the pedigree approach to the distributions foreseen in ecoinvent v3." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21.9 (2016): 1327-1337.

Munda, Giuseppe. "'Measuring sustainability': a multi-criterion framework." *Environment, Development and Sustainability* 7.1 (2005): 117-134.

Needs 2016: <http://www.needs-project.org/needswebdb/>

Nemecek 2007: Nemecek, Thomas, et al. "Life cycle inventories of agricultural production systems." Final report ecoinvent v2.0 No 15 (2007).

NERL: <http://www.nrel.gov/>

Neupane 2011: Neupane, Binod, Anthony Halog, and Shashi Dhungel. "Attributional life cycle assessment of woodchips for bioethanol production." *Journal of Cleaner Production* 19.6 (2011): 733-741.

Nexus 2016: <https://nexus.openlca.org/databases>

Nghiem 2001: Nghiem, Nhuan, et al. "An integrated process for the production of chemicals from biologically derived succinic acid." ACS Symposium Series. Vol. 784. Washington, DC; American Chemical Society; 1999, 2001.

Noordover 2006: Noordover, Bart AJ, et al. "Co-and terpolyesters based on isosorbide and succinic acid for coating applications: synthesis and characterization." *Biomacromolecules* 7.12 (2006): 3406-3416.

Parajuli 2015: Parajuli, R.; Trydeman Knudsen, M.; Dalgaard, T.: Multi-criteria assessment of yellow, green, and woody biomasses: pre-screening of potential biomasses as feedstocks for biorefineries. In *Biofuels, Bioprod. Bioref.*, 2015; S. 545–566.

Parent 2010: Parent, Julie, Carmela Cucuzzella, and Jean-Pierre Revéret. "Impact assessment in SLCA: sorting the SLCA methods according to their outcomes." *The international journal of life cycle assessment* 15.2 (2010): 164-171.

Peters 2002: Peters, Malte L., and Stephan Zelewski. Analytical hierarchy process (AHP), dargestellt am Beispiel der Auswahl von Projektmanagement-Software zum Multiprojektmanagement. Inst. f. Prod. und Ind. Informationsmanagement, 2002.

Petrillo 2016: Petrillo, Antonella, et al. "Life cycle assessment (LCA) and life cycle cost (LCC) analysis model for a stand-alone hybrid renewable energy system." *Renewable energy* 95 (2016): 337-355.

Poblete 2016: Poblete, C. J., et al. "Use of Robust Design Methodology for the Production Scale Definition in Open Pit Mining." *Proceedings Ninth AusIMM Open Pit Operators Conference*. 2016.

Porst 2014: Porst, Rolf. "Arten von Skalen." *Fragebogen*. Springer Fachmedien Wiesbaden, 2014. 71-97.

Posen 2014: Posen, I. Daniel, et al. "Changing the renewable fuel standard to a renewable material standard: Bioethylene case study." *Environmental science & technology* 49.1 (2014): 93-102.

Probas 2016: <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>

Proplanta 2018: <http://www.proplanta.de/Agrar-Wetter/Deutschland/>

Pubchem 2018: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

Quintero 2012: Quintero-Bermudez, M. A. et al.: Early design-stage biorefinery process selection. In Tappi Journal, 2012; S. 9–16.

Rebitzer 2003: Rebitzer, Gerald, and David Hunkeler. "Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations." The International Journal of Life Cycle Assessment 8.5 (2003): 253-256.

Recchia 2011: Recchia, Lucia, et al. Multicriteria analysis and LCA techniques: with applications to agro-engineering problems. Springer Science & Business Media, 2011.

Reichardt 2003: Reichardt, T. "Mehrkriterielle Entscheidungen mit dem AHP-Verfahren." Seminar zur Allgemeinen Betriebswirtschaftslehre. 2003.

Reschetilowski 2007: Reschetilowski, Wladimir, and Matthias Schmidt. "Bioethanol im Fokus der nachhaltigen Energie-und Chemiewirtschaft." (2007).

Roadmap 2014: Wagemann, K., Benzing, T., Böhland, T., Fritsche, U. R., Fröhling, M., Gröngroft, A., (2014). Roadmap Bioraffinerien.

Runkel 2008: Runkel, Susanne. Energie sparen. Compact Verlag, 2008.

Saaty 1979: Saaty, Thomas L., and Luis G. Vargas. "Estimating technological coefficients by the analytic hierarchy process." Socio-Economic Planning Sciences 13.6 (1979): 333-336.

Saaty 1990: Saaty, Thomas L. "How to make a decision: the analytic hierarchy process." European journal of operational research 48.1 (1990): 9-26.

Saaty 2004: Saaty, Thomas L. "Decision making—the analytic hierarchy and network processes (AHP/ANP)." Journal of systems science and systems engineering 13.1 (2004): 1-35.

Sadiq 2006: Sadiq, R., Khan, F.I., 2006. An integrated approach for risk-based life cycle assessment and multi-criteria decision-making. Selection, design and evaluation of cleaner and greener processes. Bus. Process Manag. J. 770-792.

Salminen 1998: Salminen, Pekka, Joonas Hokkanen, and Risto Lahdelma. "Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems." European Journal of Operational Research 104.3 (1998): 485-496.

Sanchez 2005: Sanchez, Ailen M., George N. Bennett, and Ka-Yiu San. "Efficient succinic acid production from glucose through overexpression of pyruvate carboxylase in an Escherichia coli alcohol dehydrogenase and lactate dehydrogenase mutant." Biotechnology progress 21.2 (2005): 358-365.

Santoyo 2014: Santoyo-Castelazo, Edgar, and Adisa Azapagic. "Sustainability assessment of energy systems: integrating environmental, economic and social aspects." Journal of Cleaner Production 80 (2014): 119-138.

Schiffgen 1998: Schiffgen, C., Waskow, F. (1998): Fasern. In: Katalyse, Institut für Angewandte Umweltforschung (Hrsg.): Leitfaden Nachhaltende Rohstoffe: Anbau – Verarbeitung – Produkte, 93-119, Heidelberg.

Searates 2018: (<https://www.searates.com>)

Sege 1998: SEGER, G., WASKOW, F. (1998): Öle und Fette. In: Katalyse, Institut für Angewandte Umweltforschung (Hrsg.): Leitfaden Nachwachsende Rohstoffe: Anbau – Verarbeitung – Produkte, 27-59, Heidelberg.

Serra 2013: Serra, Teresa, and David Zilberman. "Biofuel-related price transmission literature: A review." *Energy Economics* 37 (2013): 141-151.

Sherif 1981: Sherif, Yosef S., and William J. Kolarik. "Life cycle costing: concept and practice." *Omega* 9.3 (1981): 287-296.

Simpson 1996: L. Simpson, Do Decision Makers Know What They Prefer: MAVT and ELECTRE II, *J Oper Res Soc* 47 (7) (1996) 919–929.

Steffien 2016: Steffien, Doreen, et al. "Direktsynthese von Bioethylen aus Weizenstroh." *Chemie Ingenieur Technik* 88.1-2 (2016): 183-191.

Steubing 1976: Steubing, Bernhard, et al. "An environmental optimization model for bioenergy plant sizes and locations for the case of wood-derived SNG in Switzerland." *World Renewable Energy Congress-Sweden*; 8-13 May; 2011; Linköping; Sweden. No. 057. Linköping University Electronic Press, 2011.

Strayer 1976: Strayer, F. F., and Janet Strayer. "An ethological analysis of social agonism and dominance relations among preschool children." *Child Development* (1976): 980-989.

Sunde 2011: Sunde, K., A. Brekke, and B. Solberg. "Environmental impacts and costs of woody Biomass-to-Liquid (BTL) production and use—A review." *Forest Policy and Economics* 13.8 (2011): 591-602.

Svensson 2012: Svensson, Elin. *Optimization of Investments for Strategic Process Integration and Pulp Mill Biorefinery Projects under Uncertainty*. Chalmers University of Technology, 2012.

Tittmann 2010: Tittmann, P. W., et al. "A spatially explicit techno-economic model of bioenergy and biofuels production in California." *Journal of Transport Geography* 18.6 (2010): 715-728.

Tonini 2012: Tonini et al. (2012). LCA of biomass-based energy systems. *Applied Energy*, S. 234–246.

Treitz 2005: Treitz, Martin, et al. "Multi-criteria decision support for integrated technique assessment." *RADTECH Europe 05: UV/EB-Join the Winning Technology* (2005): 153-160.

Uihlein 2008: Uihlein, Andreas, Simone Ehrenberger, and Liselotte Schebek. "Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products." *Journal of Cleaner Production* 16.12 (2008): 1306-1320.

UNEP 1999: van Woerden, Jaap, ed. *Data issues of global environmental reporting: experiences from Geo-2000*. Vol. 3. UNEP/Earthprint, 1999.

VDB 2012: Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie (VDB) 2012a: Umfrage: Heimischer Biodiesel fast ausschließlich aus Rapsöl – Biokraftstoffverband fordert CO₂-Werte für Öl aus Teersanden. http://www.biokraftstoffverband.de/downloads/2092/120207_PMUmfrageRohst.pdf (Abruf: 23. April 2012).

VDI 2014: VDI 6310 Blatt 1:2014-02 (Entwurf) Klassifikation und Gütekriterien von Bioraffinerien. Berlin: Beuth Verlag

Viaggi 2012: Viaggi, Davide, et al. "From agricultural to bio-based economics? Context, state of the art and challenges." *Bio-based and Applied Economics* 1.1 (2012): 3-11.

Vink 2003: Vink, Erwin TH, et al. "Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production." *Polymer Degradation and stability* 80.3 (2003): 403-419.

Vink 2007: Vink, Erwin TH, et al. "ORIGINAL RESEARCH: The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production." *Industrial Biotechnology* 3.1 (2007): 58-81. http://www.natureworkslc.com/~media/The_Ingeo_Journey/EcoProfile_LCA/EcoProfile/NTR_Eco_Profile_Industrial_Biotechnology_032007_pdf.pdf?la=en

Wang 2010: Wang, Nannan, Yen-Chiang Chang, and Chris Nunn. "Lifecycle assessment for sustainable design options of a commercial building in Shanghai." *Building and Environment* 45.6 (2010): 1415-1421.

WCED 1987: World Commission on Environment and Development, the so-called Brundtland report, *Our common future*. New York: Oxford University Press

Weigl 2010: Weigl, Diana, and Vanessa Richarz. "Rechtliche Rahmenbedingungen für den Einsatz biogener Rest- und Abfallstoffe in thermochemischen Anlagen." *Müll und Abfall* 11.10 (2010): 529.

Weiss 2011: Weiss, M., Gmelin, T., Sun, X., Dzikus, N., 2011. Enhanced assessment of the air transportation system. American Institute of Aeronautics and Astronautics. In: *Proceedings of the 11th AIAA-ATIO Conference*, 11:13, 2011.

Weiss 2012: Weiss, Martin, et al. "A review of the environmental impacts of biobased materials." *Journal of Industrial Ecology* 16.s1 (2012): S169-S181.

Wiloso 2012: Wiloso et al. (2012). LCA of second generation bioethanol. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, S. 5295–5308.

Yang 2008: Yang, Q.Z., Song, B., 2008. Assessing product lifecycle sustainability using uncertain design information at conceptual stage. In: *Proceedings of the ASME 2008 International Design Engineering Technical Conferences & Computers and Information in Engineering Conference*. Brooklyn, New York, USA.

Yu 2007: Yu, Q., Zhixian, H., Zhiguo, Y., 2007. Integrated assessment of environmental and economic performance of chemical products using analytic hierarchy process approach. *Chin. J. Chem. Eng.* 1, 81- 87

Yu 2009: Yu, Suiran, and Jing Tao. "Economic, energy and environmental evaluations of biomass-based fuel ethanol projects based on life cycle assessment and simulation." *Applied Energy* 86 (2009): S178-S188.

Zah 2007: Zah, R., Böni, H., Gauch, M., Hischier, R., Lehmann, M., & Wäger, P. (2007). *Ökobilanz von energieprodukten: Ökologische bewertung von biotreibstoffen*. Studie des EMPA im Auftrag der Bundesämter für Umwelt, Landwirtschaft und Energie der Schweiz <http://www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf>.

Zhaoxu 2010: Zhaoxu, Sun, and Han Min. "Multi-criteria decision making based on PROMETHEE method." *Computing, Control and Industrial Engineering (CCIE), 2010 International Conference on*. Vol. 1. IEEE, 2010.

11 Anhang

11.1 Unsicherheitsbetrachtung mit Monte-Carlo-Simulation

Datenqualität: Pedigree-Matrix-Ansatz für Ecoinvent®

| | Reliability | Completeness | Temporal correlation | Geographical correlation | Further technological correlation |
|---|--|---|--|--|--|
| 1 | Verified data based on measurements | Representative data from all sites relevant for the market considered, over an adequate period to even out normal fluctuations | Less than 3 years of difference to the time period of the data set | Data from area under study | Data from enterprises, processes and materials under study |
| 2 | Verified data partly based on assumptions or non-verified data based on measurements | Representative data from > 50% of the sites relevant for the market considered, over an adequate period to even out normal fluctuations | Less than 6 years of difference to the time period of the data set | Average data from larger area in which the area under study is included | Data from processes and materials under study (i.e. identical technology) but from different enterprises |
| 3 | Non-verified data partly based on qualified estimates | Representative data from only some sites (< 50%) relevant for the market considered or > 50% of sites but from shorter periods | Less than 10 years of difference to the time period of the data set | Data from area with similar production conditions | Data from processes and materials under study but from different technology |
| 4 | Qualified estimate (e.g. by industrial expert) | Representative data from only one site relevant for the market considered or some sites but from shorter periods | Less than 15 years of difference to the time period of the data set | Data from area with slightly similar production conditions | Data on related processes or materials |
| 5 | Non-qualified estimates | Representativeness unknown or data from a small number of sites and from shorter periods | Age of data unknown or more than 15 years of difference to the time period of the data set | Data from unknown or distinctly different area (North America instead of Middle East, OECD-Europe instead of Russia) | Data on related processes on laboratory scale or from different technology |

Berechnung der quantitativen Unsicherheit (Geometrische Standardabweichung SD_{g95}) aus Unsicherheitsfaktoren.

$$SD_{g95} := \sigma_g^2 = \exp^{\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2}}$$

with :

U_1 : uncertainty factor of reliability

U_2 : uncertainty factor of completeness

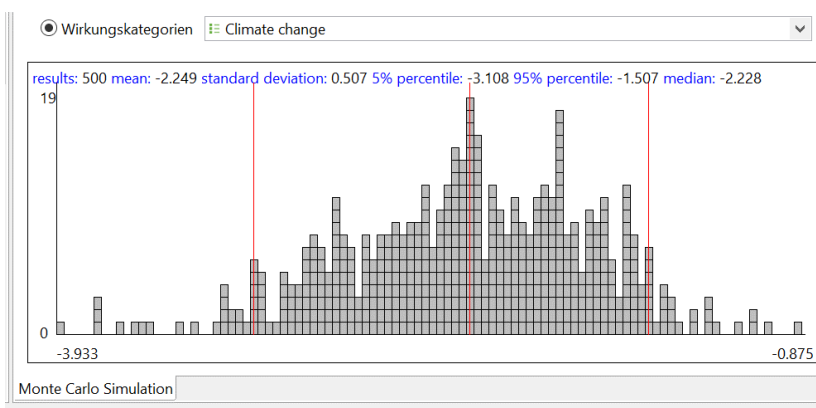
U_3 : uncertainty factor of temporal correlation

U_4 : uncertainty factor of geographic correlation

U_5 : uncertainty factor of other technological correlation

U_6 : basic uncertainty factor

Beispiel der Monte-Carlo-Simulation bei der Maisproduktion



11.2 Bilanzdaten der Herstellung von 1 kg Chemikalien

| succinic acid from sweet sorghum | | | | | |
|---|----------|---------|--|----------|------|
| Name | | | succinic acid from sweet sorghum succinic acid, from fermentation conseq. long-term, U | | |
| Quantitative reference | | | 1 kg succinic acid | | |
| Input | | | Output | | |
| Flow | Amount | Unit | Flow | Amount | Unit |
| ammonia, liquid | 4,10E-01 | kg | Succinic Acid | 1,00E+00 | kg |
| Corn Steep Liquor | 1,30E-02 | kg | Ammonia | 1,72E-04 | kg |
| electricity, medium voltage | 2,67E+00 | kWh | Carbon monoxide | 1,50E-02 | kg |
| ethanol fermentation plant | 5,04E-10 | Item(s) | Cell Mass | 8,20E-01 | kg |
| heat, central or small-scale, natural gas | 1,48E+01 | MJ | Lead | 5,20E-06 | kg |
| sweet sorghum stem | 1,66E+00 | kg | Nitrogen oxides | 5,00E-03 | kg |
| tap water | 1,67E+00 | kg | Particulates, > 10 µm | 1,00E-03 | kg |
| tap water | 2,53E+01 | kg | Sorghum Grain Waste | 3,95E-01 | kg |
| Water Cooling sea | 1,29E+03 | kg | steam, in chemical industry | 2,72E+00 | kg |
| | | | Sulfuric acid | 8,06E-05 | kg |
| | | | VOC, volatile organic compounds | 2,00E-03 | kg |
| | | | Waste water/m3 | 1,10E-02 | m3 |

| succinic acid from straw | | | | | |
|---|----------|---------|---|----------|------|
| Name | | | succinic acid from straw succinic acid, from fermentation conseq. long-term, U | | |
| Quantitative reference | | | 1 kg succinic acid | | |
| Description | | | see literature: Luo, Lin, Ester van der Voet, and Gjalt Huppes. "Biorefining of lignocellulosic feedstock—Technical, economic and environmental considerations." <i>Bioresource technology</i> 101.13 (2010): 5023-5032. Preis SA = 1,93€/kg: EFE, Çağrı; VAN DER WIELEN, Luuk AM; STRAATHOF, Adrie JJ. Techno-economic analysis of succinic acid production using adsorption from fermentation medium. <i>Biomass and bioenergy</i> , 2013, 56. Jg., S. 479-492. Preis Dextrose: 0.148596739 €/kg https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/83854/fds-17f.pdf?v=42899 | | |
| Input | | | Output | | |
| Flow | Amount | Unit | Flow | Amount | Unit |
| ammonia, liquid | 4,10E-01 | kg | Succinic Acid | 1,00E+00 | kg |
| Straw | 5,36E+00 | kg | acetic acid, without water, in 98% solution state | 4,28E-02 | kg |
| electricity, medium voltage | 2,67E+00 | kWh | ammonia | 1,72E-04 | kg |
| ethanol fermentation plant | 5,04E-10 | Item(s) | carbon dioxide | 1,97E-01 | kg |
| heat, central or small-scale, natural gas | 1,48E+01 | MJ | electricity, medium voltage | 5,17E-02 | kWh |
| sulfuric acid | 1,79E-01 | kg | ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene | 5,79E-01 | kg |
| tap water | 2,53E+01 | kg | sulfuric acid | 8,06E-05 | kg |
| tap water | 1,67E+00 | kg | VOC, volatile organic compounds | 2,00E-03 | kg |
| lime | 1,30E-01 | kg | waste gypsum | 2,51E-01 | kg |
| | | | Waste water/m3 | 1,38E+00 | m3 |

11.3 Ökobilanz-Ergebnisse

Mais Produktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.14837E-7 | CTUe | 1 | 2 | 4 | 4 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00615 | kg C2H4 eq. | 2 | 4 | 5 | 5 | 2 |
| > Acidification | 0.02387 | Mole H+ eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00208 | kg PM2.5 eq. | 4 | 2 | 4 | 4 | 3 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 1.43299E-7 | CTUh | 3 | 2 | 5 | 5 | 1 |
| > Climate change | -2.27308 | kg CO2 eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 6.69254E-5 | kg Sb eq. | 3 | 4 | 4 | 3 | 1 |
| > Marine eutrophication | 0.01234 | kg N eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.16993 | m3 | 2 | 4 | 4 | 0 | 1 |
| > Ozone depletion | 7.54870E-8 | kg CFC-11 eq. | 1 | 1 | 5 | 4 | 1 |
| > Land use | 24.72126 | kg SOC | 1 | 1 | 4 | 5 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 37.19969 | CTUe | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00164 | kg P eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.01662 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 5 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 8.37922E-8 | CTUh | 2 | 3 | 5 | 5 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.06819 | Mole N eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 1 |

Maistransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.64393E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00018 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00019 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 3.12727E-5 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 1.35147E-9 | CTUh |
| > Climate change | 0.04206 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 1.14538E-6 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 5.21495E-5 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 4.56923E-5 | m3 |
| > Ozone depletion | 7.97113E-9 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.19681 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.23968 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 9.61788E-6 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00193 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.18369E-8 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00056 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Mais

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -6.44635E-7 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 5 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | -9.36228E-5 | kg C2H4 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Acidification | 0.01874 | Mole H+ eq. | 3 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00247 | kg PM2.5 eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -8.89978E-8 | CTUh | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Climate change | -4.40151 | kg CO2 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 3.80409E-5 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 4 |
| > Marine eutrophication | 0.00432 | kg N eq. | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.15419 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| > Ozone depletion | 4.35622E-7 | kg CFC-11 eq. | 2 | 3 | 5 | 4 | 2 |
| > Land use | -21.65629 | kg SOC | 2 | 1 | 4 | 3 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -52.43425 | CTUe | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | -0.00074 | kg P eq. | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.30468 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 3 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -1.94932E-7 | CTUh | 1 | 1 | 4 | 2 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.06481 | Mole N eq. | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 |

Kartoffelproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.48653E-7 | CTUe | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00559 | kg C2H4 eq. | 2 | 3 | 5 | 2 | 1 |
| > Acidification | 0.02911 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 5 | 1 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00118 | kg PM2.5 eq. | 2 | 2 | 4 | 2 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 5.52254E-8 | CTUh | 1 | 1 | 5 | 3 | 1 |
| > Climate change | -3.44535 | kg CO2 eq. | 2 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00021 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 4 |
| > Marine eutrophication | 0.02564 | kg N eq. | 2 | 2 | 5 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.04239 | m3 | 2 | 3 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 1.04772E-7 | kg CFC-11 eq. | 3 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | 48.61052 | kg SOC | 2 | 1 | 5 | 1 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 102.08341 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00057 | kg P eq. | 1 | 1 | 4 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.02039 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.30974E-5 | CTUh | 2 | 2 | 5 | 1 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.12638 | Mole N eq. | 2 | 2 | 5 | 1 | 1 |

Kartoffeltransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 7.28764E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00079 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00086 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00014 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 5.99115E-9 | CTUh |
| > Climate change | 0.18644 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 5.07751E-6 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00023 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00020 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.53364E-8 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.87246 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 1.06250 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 4.26365E-5 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00857 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 5.24736E-8 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00248 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Kartoffeln

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -2.62874E-6 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | -0.00993 | kg C2H4 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Acidification | -0.00824 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | -0.00261 | kg PM2.5 eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -2.62763E-7 | CTUh | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Climate change | -0.86970 | kg CO2 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | -0.00028 | kg Sb eq. | 3 | 2 | 4 | 2 | 3 |
| > Marine eutrophication | -0.01249 | kg N eq. | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Resource depletion - water | -0.03268 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| > Ozone depletion | 2.05678E-7 | kg CFC-11 eq. | 2 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | -77.52623 | kg SOC | 2 | 1 | 4 | 2 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -64.56201 | CTUe | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | -0.00317 | kg P eq. | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.88014 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -1.30675E-7 | CTUh | 1 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | -0.03193 | Mole N eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 1 |

Zuckerrübenproduktion für die Produktion 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 5.94522E-8 | CTUe | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00437 | kg C2H4 eq. | 2 | 3 | 4 | 3 | 1 |
| > Acidification | 0.11352 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00296 | kg PM2.5 eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 3.20188E-8 | CTUh | 1 | 1 | 4 | 3 | 1 |
| > Climate change | -2.66553 | kg CO2 eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 5.89366E-5 | kg Sb eq. | 3 | 2 | 5 | 2 | 3 |
| > Marine eutrophication | 0.01147 | kg N eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.00811 | m3 | 2 | 4 | 4 | 2 | 2 |
| > Ozone depletion | 6.75122E-8 | kg CFC-11 eq. | 2 | 3 | 5 | 5 | 3 |
| > Land use | 9.18160 | kg SOC | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 6.64659 | CTUe | 2 | 2 | 3 | 2 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00029 | kg P eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00032 | kg U235 eq. | 3 | 3 | 5 | 3 | 2 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.67433E-6 | CTUh | 1 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.49727 | Mole N eq. | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 |

Zuckerrübentransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 5.80717E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00063 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00068 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00011 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 4.77407E-9 | CTUh |
| > Climate change | 0.14857 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 4.04603E-6 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00018 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00016 | m3 |
| > Ozone depletion | 2.81579E-8 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.69522 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.84665 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 3.39750E-5 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00683 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 4.18137E-8 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00198 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerrüben

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -5.07692E-7 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | -0.00126 | kg C2H4 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Acidification | -0.00410 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | -0.00047 | kg PM2.5 eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 3 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -4.98644E-8 | CTUh | 1 | 1 | 4 | 2 | 1 |
| > Climate change | 1.33994 | kg CO2 eq. | 3 | 2 | 4 | 4 | 2 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 1.01767E-5 | kg Sb eq. | 3 | 2 | 5 | 2 | 2 |
| > Marine eutrophication | -0.00530 | kg N eq. | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 |
| > Resource depletion - water | -0.03430 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 1.67039E-8 | kg CFC-11 eq. | 2 | 2 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | -8.07260 | kg SOC | 2 | 1 | 4 | 4 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -10.69184 | CTUe | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | -0.00064 | kg P eq. | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.16702 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -3.97143E-7 | CTUh | 1 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | -0.01747 | Mole N eq. | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 |

Zuckerrohrproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Wirkungsanalyse | | | | | | | |
|---|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| Gruppieren nach Prozessen <input checked="" type="checkbox"/> Cut-off 1,0 % | | | | | | | |
| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.24564E-8 | CTUe | 1 | 1 | 5 | 3 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.02609 | kg C2H4 eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Acidification | 0.01511 | Mole H+ eq. | 4 | 3 | 4 | 2 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00187 | kg PM2.5 eq. | 3 | 3 | 4 | 2 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.46391E-8 | CTUh | 3 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Climate change | -4.11157 | kg CO2 eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00029 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 3 |
| > Marine eutrophication | 0.00700 | kg N eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.16410 | m3 | 3 | 4 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 5.15336E-8 | kg CFC-11 eq. | 3 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | 22.12706 | kg SOC | 1 | 3 | 5 | 3 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 8.93902 | CTUe | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00018 | kg P eq. | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.00152 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 2.99681E-6 | CTUh | 3 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.06326 | Mole N eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |

Zuckerrohrtransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.04258E-6 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.02892 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.04824 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00265 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 7.41105E-8 | CTUh |
| > Climate change | 2.50551 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 2.71461E-5 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00969 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00220 | m3 |
| > Ozone depletion | 4.11787E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 7.69061 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 9.21548 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00062 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.17112 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 3.77551E-7 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.10706 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerrohr

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.58420E-8 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 3 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00246 | kg C2H4 eq. | 4 | 3 | 5 | 3 | 5 |
| > Acidification | 0.00189 | Mole H+ eq. | 4 | 3 | 5 | 3 | 4 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00411 | kg PM2.5 eq. | 4 | 3 | 5 | 3 | 5 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.11956E-9 | CTUh | 1 | 1 | 4 | 4 | 1 |
| > Climate change | 4.28603 | kg CO2 eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 2.02812E-5 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 4 |
| > Marine eutrophication | 0.00092 | kg N eq. | 4 | 3 | 5 | 3 | 5 |
| > Resource depletion - water | 0.00117 | m3 | 3 | 4 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 6.84366E-10 | kg CFC-11 eq. | 2 | 3 | 5 | 5 | 3 |
| > Land use | 0.23924 | kg SOC | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 1.28610 | CTUe | 1 | 1 | 4 | 3 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 7.33480E-5 | kg P eq. | 1 | 1 | 4 | 4 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00622 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 3 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 5.94752E-7 | CTUh | 2 | 1 | 5 | 4 | 2 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.01006 | Mole N eq. | 4 | 3 | 5 | 3 | 5 |

Zuckerhirseproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.41785E-7 | CTUe | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00505 | kg C2H4 eq. | 2 | 3 | 5 | 4 | 2 |
| > Acidification | 0.01506 | Mole H+ eq. | 3 | 3 | 4 | 3 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00119 | kg PM2.5 eq. | 3 | 2 | 4 | 4 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 4.89851E-8 | CTUh | 1 | 1 | 4 | 3 | 1 |
| > Climate change | -8.00578 | kg CO2 eq. | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 8.17611E-5 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 3 |
| > Marine eutrophication | 0.01180 | kg N eq. | 4 | 3 | 4 | 2 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.20044 | m3 | 2 | 3 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 8.34391E-8 | kg CFC-11 eq. | 3 | 3 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | 23.42432 | kg SOC | 1 | 3 | 5 | 3 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 11.83708 | CTUe | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00060 | kg P eq. | 3 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.02172 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -1.17914E-6 | CTUh | 1 | 3 | 5 | 4 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.05814 | Mole N eq. | 3 | 3 | 4 | 3 | 1 |

Zuckerhirsetransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 8.68587E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.02312 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.03820 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00217 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.23840E-8 | CTUh |
| > Climate change | 2.09632 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 2.51329E-5 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00772 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00187 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.48250E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 6.67221 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 8.00864 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00052 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.13988 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 3.35188E-7 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.08523 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerhirse

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungserg... | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|----------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -1.60838E-8 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 5 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00025 | kg C2H4 eq. | 3 | 3 | 4 | 5 | 2 |
| > Acidification | -0.00452 | Mole H+ eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 2 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00304 | kg PM2.5 eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -8.26581E-8 | CTUh | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Climate change | 3.88315 | kg CO2 eq. | 1 | 1 | 4 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 2.19378E-5 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 4 |
| > Marine eutrophication | 1.63969E-5 | kg N eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 2 |
| > Resource depletion - water | -0.00218 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| > Ozone depletion | -2.25815E-8 | kg CFC-11 eq. | 1 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| > Land use | -1.29406 | kg SOC | 2 | 3 | 4 | 4 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -5.26720 | CTUe | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | -0.00108 | kg P eq. | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.00592 | kg U235 eq. | 2 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 3.66140E-7 | CTUh | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00329 | Mole N eq. | 4 | 3 | 4 | 5 | 2 |

Weizenproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|----|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.67390E-7 | CTUe | | | | | |
| > Photochemical ozone formation | 0.00694 | kg C2H4 eq. | 1 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Acidification | 0.01666 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00140 | kg PM2.5 eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 8.28459E-8 | CTUh | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Climate change | -2.98504 | kg CO2 eq. | 2 | 1 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00013 | kg Sb eq. | 4 | 4 | 4 | 4 | 1 |
| > Marine eutrophication | 0.01394 | kg N eq. | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.13447 | m3 | 1 | 6 | 4 | 1 | -4 |
| > Ozone depletion | 1.44214E-7 | kg CFC-11 eq. | 1 | 1 | 5 | 4 | 1 |
| > Land use | 53.79313 | kg SOC | 2 | 1 | 4 | 1 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | 12.05468 | CTUe | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 0.00055 | kg P eq. | 2 | 2 | 4 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.05176 | kg U235 eq. | 2 | 4 | 5 | 1 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 9.37275E-7 | CTUh | 2 | 3 | 4 | 3 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.06042 | Mole N eq. | 2 | 3 | 4 | 2 | 1 |

Weizentransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.71463E-11 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 1.84882E-7 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 2.02050E-7 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 3.26176E-8 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 1.40959E-12 | CTUh |
| > Climate change | 4.38666E-5 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 1.19463E-9 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 5.43922E-8 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 4.76573E-8 | m3 |
| > Ozone depletion | 8.31393E-12 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.00021 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.00025 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 1.00315E-8 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 2.01683E-6 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.23460E-11 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 5.84503E-7 | Mole N eq. |

Produktion von 1 kg Ethanol aus Weizen

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -2.40463E-6 | CTUe | 2 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| > Photochemical ozone formation | -0.00677 | kg C2H4 eq. | 2 | 2 | 4 | 4 | 2 |
| > Acidification | -0.00406 | Mole H+ eq. | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | -0.00243 | kg PM2.5 eq. | 3 | 3 | 4 | 4 | 3 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -1.56044E-7 | CTUh | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Climate change | 0.04164 | kg CO2 eq. | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | -0.00026 | kg Sb eq. | 2 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Marine eutrophication | -0.00944 | kg N eq. | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Resource depletion - water | -0.02490 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| > Ozone depletion | 9.81131E-8 | kg CFC-11 eq. | 2 | 2 | 5 | 4 | 3 |
| > Land use | -60.34671 | kg SOC | 3 | 1 | 4 | 2 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -30.18482 | CTUe | 2 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | -0.00202 | kg P eq. | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.78087 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.42904E-7 | CTUh | 2 | 2 | 4 | 3 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | -0.02090 | Mole N eq. | 2 | 3 | 4 | 4 | 2 |

Zuckerhirseproduktion für die Produktion von 1 kg SA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.90273E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00678 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.02021 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00160 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.57373E-8 | CTUh |
| > Climate change | -10.74365 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00011 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.01584 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.26898 | m3 |
| > Ozone depletion | 1.11974E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 31.43510 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 15.88520 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00081 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.02915 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -1.58240E-6 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.07802 | Mole N eq. |

Zuckerhirsetransport für die Produktion von 1 kg SA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 8.39231E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00223 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00369 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00021 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.02756E-9 | CTUh |
| > Climate change | 0.20255 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 2.42834E-6 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00075 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00018 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.36480E-8 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.64467 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.77380 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 4.99302E-5 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.01351 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 3.23859E-8 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00824 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg SA aus Zuckerhirse

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.80211E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00676 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.01021 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00095 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 4.93717E-7 | CTUh |
| > Climate change | 7.32812 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | -0.00013 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00318 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00657 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.21778E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 29.68801 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 111.37733 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00606 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.02730 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 2.07372E-6 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.02299 | Mole N eq. |

Strohproduktion für die Produktion von 1 kg SA

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.68700E-8 | CTUe | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 |
| > Photochemical ozone formation | 0.00052 | kg C2H4 eq. | 2 | 3 | 5 | 4 | 1 |
| > Acidification | 0.00042 | Mole H+ eq. | 2 | 3 | 4 | 4 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 5.51245E-5 | kg PM2.5 eq. | 3 | 2 | 4 | 4 | 2 |
| > Human toxicity - carcinogenics | -3.61280E-9 | CTUh | 1 | 1 | 5 | 3 | 1 |
| > Climate change | -1.54650 | kg CO2 eq. | 2 | 1 | 4 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 8.38591E-6 | kg Sb eq. | 4 | 2 | 5 | 1 | 4 |
| > Marine eutrophication | 0.00016 | kg N eq. | 1 | 3 | 5 | 4 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.00186 | m3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 2 |
| > Ozone depletion | 7.60298E-9 | kg CFC-11 eq. | 2 | 3 | 5 | 5 | 3 |
| > Land use | 25.28681 | kg SOC | 1 | 1 | 4 | 5 | 1 |
| > Freshwater ecotoxicity | -0.80095 | CTUe | 1 | 1 | 4 | 2 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 9.91481E-5 | kg P eq. | 2 | 2 | 5 | 4 | 3 |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00241 | kg U235 eq. | 1 | 1 | 5 | 1 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | -2.12869E-6 | CTUh | 1 | 3 | 5 | 4 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00178 | Mole N eq. | 1 | 3 | 5 | 4 | 1 |

Strohtransport für die Produktion von 1 kg SA

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.70126E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00029 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00032 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 5.13863E-5 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 2.22070E-9 | CTUh |
| > Climate change | 0.06911 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 1.88205E-6 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 8.56904E-5 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 7.50801E-5 | m3 |
| > Ozone depletion | 1.30979E-8 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.32339 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.39383 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 1.58038E-5 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00318 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.94500E-8 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00092 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg SA aus Stroh

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.20803E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00767 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.01319 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00109 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 5.00263E-7 | CTUh |
| > Climate change | 7.56387 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 4.31775E-5 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00485 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.04514 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.23874E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 1249.90531 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 113.30884 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00614 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.03383 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 4.11925E-6 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.02998 | Mole N eq. |

Maisproduktion für die Produktion von 1 kg LA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | -6.04908E-8 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00270 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00987 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00125 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 5.71745E-8 | CTUh |
| > Climate change | -1.42554 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 5.43208E-5 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00567 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.07994 | m3 |
| > Ozone depletion | 4.18132E-8 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 12.39324 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 9.58784 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00076 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | -0.03328 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 5.49617E-9 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.03132 | Mole N eq. |

Maistransport für die Produktion von 1 kg LA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 7.55484E-9 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 8.14607E-5 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 8.90252E-5 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 1.43716E-5 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 6.21082E-10 | CTUh |
| > Climate change | 0.01933 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 5.26368E-7 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 2.39658E-5 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 2.09983E-5 | m3 |
| > Ozone depletion | 3.66320E-9 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 0.09045 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 0.11015 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 4.41998E-6 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.00089 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 5.43975E-9 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.00026 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg LA aus Mais

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 4.74488E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00459 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.01216 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00079 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 4.56084E-8 | CTUh |
| > Climate change | 2.24873 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00031 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00360 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.13226 | m3 |
| > Ozone depletion | 2.53806E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 2084.25196 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 11.29973 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00046 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.08124 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 3.68761E-6 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.01976 | Mole N eq. |

Zuckerrohrproduktion für die Produktion von 1 kg LA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit | R | C | T | G | F |
|--|------------------|---------------|---|---|---|---|---|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 1.04811E-8 | CTUe | | | | | |
| > Photochemical ozone formation | 0.01360 | kg C2H4 eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Acidification | 0.00837 | Mole H+ eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00263 | kg PM2.5 eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Human toxicity - carcinogenics | 3.07581E-8 | CTUh | 4 | 4 | 5 | 4 | 1 |
| > Climate change | -0.39445 | kg CO2 eq. | 1 | 1 | 4 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00016 | kg Sb eq. | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| > Marine eutrophication | 0.00377 | kg N eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Resource depletion - water | 0.07765 | m3 | 2 | 2 | 4 | 5 | 1 |
| > Ozone depletion | 3.77826E-8 | kg CFC-11 eq. | | | | | |
| > Land use | 10.78080 | kg SOC | 3 | 3 | 4 | 5 | 3 |
| > Freshwater ecotoxicity | 4.43405 | CTUe | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Freshwater eutrophication | 6.28685E-5 | kg P eq. | 1 | 1 | 5 | 1 | 1 |
| > Ionizing radiation - human health | -0.00410 | kg U235 eq. | 2 | 4 | 5 | 1 | 1 |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.53182E-6 | CTUh | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |
| > Terrestrial eutrophication | 0.03537 | Mole N eq. | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 |

Zuckerrohrtransport für die Produktion von 1 kg LA

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 5.05677E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.01403 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.02340 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00128 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 3.59452E-8 | CTUh |
| > Climate change | 1.21523 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 1.31664E-5 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00470 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.00107 | m3 |
| > Ozone depletion | 1.99726E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 3.73012 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 4.46971 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00030 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.08300 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.83121E-7 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.05193 | Mole N eq. |

Produktionsprozess von 1 kg LA aus Zuckerrohr

Wirkungsanalyse

Gruppieren nach Prozessen ☒ Cut-off 1,0 %

| Name | Wirkungsergebnis | Einheit |
|--|------------------|---------------|
| > Ionizing radiation - ecosystems | 2.26110E-7 | CTUe |
| > Photochemical ozone formation | 0.00333 | kg C2H4 eq. |
| > Acidification | 0.00968 | Mole H+ eq. |
| > Particulate matter/Respiratory inorganics | 0.00067 | kg PM2.5 eq. |
| > Human toxicity - carcinogenics | 2.48925E-8 | CTUh |
| > Climate change | 1.14211 | kg CO2 eq. |
| > Resource depletion - mineral, fossils and renewables | 0.00015 | kg Sb eq. |
| > Marine eutrophication | 0.00171 | kg N eq. |
| > Resource depletion - water | 0.02687 | m3 |
| > Ozone depletion | 1.01841E-7 | kg CFC-11 eq. |
| > Land use | 752.94139 | kg SOC |
| > Freshwater ecotoxicity | 5.14488 | CTUe |
| > Freshwater eutrophication | 0.00022 | kg P eq. |
| > Ionizing radiation - human health | 0.03795 | kg U235 eq. |
| > Human toxicity - non-carcinogenics | 1.44684E-6 | CTUh |
| > Terrestrial eutrophication | 0.01160 | Mole N eq. |

11.4 LCC Ergebnisse:

Maisproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|---------|---------|
| 100.00% | Maize for ethanol production from maize - RoW | 0.32558 | EUR |
| 45.80% | maize grain production maize grain APOS, U - RoW | 0.14911 | EUR |
| 18.69% | market for irrigation irrigation APOS, U - IN | 0.06084 | EUR |
| 16.14% | market for drying of maize straw and whole plant drying of maize straw and whole plant APOS, U - GLO | 0.05256 | EUR |
| 09.76% | market for irrigation irrigation APOS, U - CN | 0.03176 | EUR |
| 05.26% | market for maize seed, for sowing maize seed, for sowing APOS, U - GLO | 0.01713 | EUR |
| 03.57% | lime production, algae lime conseq, long-term, S - FR | 0.01161 | EUR |
| 02.96% | ammonia production, steam reforming, liquid ammonia, liquid conseq, long-term, S - RoW | 0.00964 | EUR |
| 02.77% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow APOS, U - GLO | 0.00901 | EUR |
| 02.73% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing APOS, U - GLO | 0.00887 | EUR |
| 02.38% | market for tillage, cultivating, chiselling tillage, cultivating, chiselling APOS, U - GLO | 0.00769 | EUR |
| 02.01% | market for ammonium nitrate, as N ammonium nitrate, as N APOS, U - GLO | 0.00655 | EUR |
| 01.62% | urea production, as N urea, as N conseq, long-term, S - RER | 0.00528 | EUR |
| 01.41% | ammonium nitrate phosphate production phosphate fertiliser, as P2O5 conseq, long-term, S - RER | 0.00460 | EUR |
| 01.33% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq, long-term, S - GLO | 0.00432 | EUR |
| 01.30% | market for irrigation irrigation APOS, U - PH | 0.00424 | EUR |
| 01.28% | market for tillage, currying, by weeder tillage, currying, by weeder APOS, U - GLO | 0.00416 | EUR |
| 00.87% | market for irrigation irrigation APOS, U - BR | 0.00284 | EUR |
| 00.58% | market for irrigation irrigation APOS, U - ES | 0.00189 | EUR |
| 00.57% | market for pesticide, unspecified pesticide, unspecified APOS, U - GLO | 0.00184 | EUR |
| 00.46% | market for combine harvesting combine harvesting APOS, U - GLO | 0.00150 | EUR |
| 00.33% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq, long-term, S - GLO | 0.00107 | EUR |
| 00.20% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster APOS, U - GLO | 0.00091 | EUR |
| 00.26% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection product, by field sprayer APOS, U - GLO | 0.00084 | EUR |
| 00.24% | market for atrazine atrazine conseq, long-term, S - GLO | 0.00079 | EUR |
| 00.24% | market for sowing sowing APOS, U - GLO | 0.00078 | EUR |
| 00.17% | market for irrigation irrigation APOS, U - DE | 0.00056 | EUR |
| 00.15% | market for irrigation irrigation APOS, U - MY | 0.00048 | EUR |
| 00.13% | market for metolachlor metolachlor APOS, U - GLO | 0.00043 | EUR |

Maistransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Beitragsbaum

☐ Fluss ☐ Wirkungskategorie ☒ Kostenkategorie

☒ Fluss ☐ Wirkungskategorie ☐ Kostenkategorie

☒ Fluss ☐ Wirkungskategorie ☐ Kostenkategorie

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|---|---------|---------|
| 100.00% | Maize market for transport, freight, lorry, unspecified transp... | 0.02254 | EUR |
| 34.73% | transport, freight, lorry, all sizes, EUROS to generic market for ... | 0.00783 | EUR |
| 14.34% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EUROS tra... | 0.00323 | EUR |
| 12.64% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS t... | 0.00285 | EUR |
| 03.39% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EUROS ... | 0.00076 | EUR |
| 01.83% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EUROS ... | 0.00041 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Mais

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|------------|---------|
| ▼ 100.00% | ethanol production from maize ethanol, without water, in 95% solution state, from fermentation conseq. long-term, U - RoW | 0.32467 | EUR |
| > 45.83% | market for maize grain maize grain conseq. long-term, U - GLO | 0.14880 | EUR |
| > 33.08% | market group for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-term, U - RER | 0.10741 | EUR |
| > 12.19% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-term, U - CA-QC | 0.03959 | EUR |
| > 05.13% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.01667 | EUR |
| > 04.90% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAS | 0.01592 | EUR |
| > 02.63% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RNA | 0.00854 | EUR |
| > 02.28% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RER | 0.00740 | EUR |
| > 01.49% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RoW | 0.00484 | EUR |
| > 01.44% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00468 | EUR |
| > 01.16% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. long-term, U - GLO | 0.00376 | EUR |
| > 01.10% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00358 | EUR |
| > 00.89% | market for soda ash, light, crystalline, heptahydrate soda ash, light, crystalline, heptahydrate conseq. long-term, U - GLO | 0.00290 | EUR |
| > 00.60% | market group for tap water tap water conseq. long-term, U - RER | 0.00195 | EUR |
| > 00.58% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RU | 0.00189 | EUR |
| > 00.56% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RLA | 0.00181 | EUR |
| > 00.23% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00076 | EUR |
| > 00.15% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAF | 0.00048 | EUR |
| > 00.13% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - TR | 0.00044 | EUR |
| > 00.13% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - AU | 0.00043 | EUR |
| > 00.00% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - CA-QC | 5.81797E-6 | EUR |
| > 00.00% | market for wastewater, from residence wastewater, from residence conseq. long-term, U - RoW | 5.45411E-6 | EUR |
| > -01.29% | market for Distiller's Dried Grains with Solubles Distiller's Dried Grains with Solubles conseq. long-term, U - GLO | -0.00417 | EUR |

Kartoffelproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|------------|---|---------|---------|
| ▼ 100.00% | Potatoes for ethanol production from potatoes - RoW | 0.32539 | EUR |
| ▼ 1245.52% | potato production, Swiss integrated production, intensive potato, Swiss integrated production conse... | 4.05285 | EUR |
| > 09.90% | market for potato seed, Swiss integrated production, for setting potato seed, Swiss integrated produ... | 0.03221 | EUR |
| > 09.15% | harvesting, by complete harvester, ground crops harvesting, by complete harvester, ground crops co... | 0.02979 | EUR |
| > 07.02% | tillage, harrowing, by rotary harrow tillage, harrowing, by rotary harrow conseq. long-term, U - CH | 0.02285 | EUR |
| > 05.65% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CH | 0.01839 | EUR |
| > 03.72% | tillage, ploughing tillage, ploughing conseq. long-term, U - CH | 0.01212 | EUR |
| > 02.95% | market for green manure, Swiss integrated production, until March green manure, Swiss integrated pr... | 0.00960 | EUR |
| > 02.59% | tillage, hoeing and earthing-up, potatoes tillage, hoeing and earthing-up, potatoes conseq. long-ter... | 0.00841 | EUR |
| > 02.51% | application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection product, by fi... | 0.00817 | EUR |
| > 02.36% | potato planting potato planting conseq. long-term, U - CH | 0.00768 | EUR |
| > 02.08% | potato grading potato grading conseq. long-term, U - CH | 0.00677 | EUR |
| > 01.92% | market for dithiocarbamate-compound dithiocarbamate-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00624 | EUR |
| > 01.88% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00611 | EUR |
| > 01.80% | fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster conseq. long-term, U - CH | 0.00585 | EUR |
| > 01.45% | market for phthalimide-compound phthalimide-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00472 | EUR |
| > 01.23% | solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader solid manure loading and spre... | 0.00400 | EUR |
| > 01.19% | potato haulm cutting potato haulm cutting conseq. long-term, U - CH | 0.00388 | EUR |
| > 00.96% | liquid manure spreading, by vacuum tanker liquid manure spreading, by vacuum tanker conseq. lon... | 0.00311 | EUR |
| > 00.83% | market for ammonium nitrate, as N ammonium nitrate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00270 | EUR |
| > 00.75% | tillage, currying, by weeder tillage, currying, by weeder conseq. long-term, U - CH | 0.00245 | EUR |
| > 00.53% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00174 | EUR |
| > 00.51% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. l... | 0.00167 | EUR |
| > 00.36% | market for [thio]carbamate-compound [thio]carbamate-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00119 | EUR |
| > 00.32% | market for urea, as N urea, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00104 | EUR |
| > 00.19% | market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, U - GLO | 0.00063 | EUR |
| > 00.12% | market for potassium sulfate, as K2O potassium sulfate, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00041 | EUR |
| > 00.06% | market for nitrile-compound nitrile-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00021 | EUR |
| > 00.06% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00018 | EUR |

Kartoffeltransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Beitragsbaum

☐ Fluss Manganese - Emission to air/low pop
☐ Wirkungskategorie Ionizing radiation - ecosystems
☒ Kostenkategorie Mehrwert

| Beitrag | Prozess | Menge | Ein... |
|-----------|---|---------|--------|
| ▼ 100.00% | Potatoes market for transport, freight, lorry, unspecified tran... | 0.01756 | EUR |
| ▼ 197.62% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for ... | 0.03470 | EUR |
| > 81.60% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 tr... | 0.01433 | EUR |
| > 71.95% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 ... | 0.01263 | EUR |
| > 19.29% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 ... | 0.00339 | EUR |
| > 10.41% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ... | 0.00183 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Kartoffeln

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|--|------------|---------|
| ▼ 100.00% | ethanol production from potatoes - RoW | 0.31416 | EUR |
| > 36.85% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-t... | 0.11578 | EUR |
| > 16.91% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-t... | 0.05313 | EUR |
| > 07.21% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAS | 0.02264 | EUR |
| > 06.25% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-t... | 0.01964 | EUR |
| > 05.40% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.01695 | EUR |
| > 03.87% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RNA | 0.01215 | EUR |
| > 03.28% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - Euro... | 0.01031 | EUR |
| > 02.19% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RoW | 0.00688 | EUR |
| > 01.74% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00546 | EUR |
| > 01.33% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00417 | EUR |
| > 01.10% | market for soda ash, light, crystalline, heptahydrate soda ash, light, crystalline, heptahydrate conseq. ... | 0.00346 | EUR |
| > 00.86% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RU | 0.00269 | EUR |
| > 00.82% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RLA | 0.00258 | EUR |
| > 00.22% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAF | 0.00068 | EUR |
| > 00.20% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - TR | 0.00062 | EUR |
| > 00.20% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - AU | 0.00062 | EUR |
| > 00.19% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00059 | EUR |
| > 00.09% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - RoW | 0.00028 | EUR |
| > 00.07% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | 0.00021 | EUR |
| > 00.01% | market for wastewater, from residence wastewater, from residence conseq. long-term, U - RoW | 2.06032E-5 | EUR |
| > 00.00% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - CA-QC | 6.88673E-7 | EUR |
| > -01.98% | market for Distiller's Dried Grains with Solubles Distiller's Dried Grains with Solubles conseq. long-ter... | -0.00623 | EUR |

Zuckerrübentransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Beitragsbaum

☐ Fluss Manganese - Emission to air/low pop
☐ Wirkungskategorie Ionizing radiation - ecosystems
☒ Kostenkategorie Mehrwert

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|---------|---------|
| ▼ 100.00% | Sugar beet market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspecified conseq. long... | 0.01887 | EUR |
| ▼ 146.57% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, freight, lorry, unspecified transport, ... | 0.02765 | EUR |
| > 60.52% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 c... | 0.01142 | EUR |
| > 53.36% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO... | 0.01007 | EUR |
| > 14.31% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO... | 0.00270 | EUR |
| > 07.72% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO... | 0.00146 | EUR |

Zuckerrübenproduktion für die Produktion 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|---------|---------|
| 100.00% | Sugar beet for ethanol production from - RoW | 0.32394 | EUR |
| 157.09% | sugar beet production sugar beet APOS, U - DE | 0.50889 | EUR |
| 48.69% | market for poultry manure, dried poultry manure, dried APOS, U - GLO | 0.15774 | EUR |
| 04.11% | market for harvesting, by complete harvester, beets harvesting, by complete harvester, beets APOS, U - GLO | 0.01330 | EUR |
| 02.56% | market for packaging, for fertilisers or pesticides packaging, for fertilisers or pesticides APOS, U - GLO | 0.00828 | EUR |
| 02.01% | market for manure, liquid, cattle manure, liquid, cattle conseq. long-term, S - GLO | 0.00650 | EUR |
| 01.83% | calcium ammonium nitrate production nitrogen fertiliser, as N APOS, U - RER | 0.00591 | EUR |
| 01.63% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing APOS, U - GLO | 0.00527 | EUR |
| 01.53% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, S - GLO | 0.00497 | EUR |
| 01.43% | market for manure, solid, cattle manure, solid, cattle conseq. long-term, S - GLO | 0.00464 | EUR |
| 01.30% | market for irrigation irrigation APOS, U - DE | 0.00420 | EUR |
| 01.10% | urea ammonium nitrate production nitrogen fertiliser, as N APOS, U - RER | 0.00355 | EUR |
| 00.97% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection product, by ... | 0.00313 | EUR |
| 00.78% | nutrient supply from manure, liquid, swine manure, liquid, swine conseq. long-term, S - GLO | 0.00253 | EUR |
| 00.57% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow APOS, U - GLO | 0.00185 | EUR |
| 00.53% | urea production, as N urea, as N conseq. long-term, S - RER | 0.00171 | EUR |
| 00.52% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster APOS, U - GLO | 0.00169 | EUR |
| 00.41% | liquid manure spreading, by vacuum tanker liquid manure spreading, by vacuum tanker conseq. long-term, S ... | 0.00134 | EUR |
| 00.41% | glyphosate production glyphosate conseq. long-term, S - RoW | 0.00134 | EUR |
| 00.35% | market for solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader solid manure loading and sp... | 0.00114 | EUR |
| 00.35% | market for triazine-compound, unspecified triazine-compound, unspecified APOS, U - GLO | 0.00114 | EUR |
| 00.32% | market for sowing sowing APOS, U - GLO | 0.00105 | EUR |
| 00.27% | market for sugar beet seed, for sowing sugar beet seed, for sowing APOS, U - GLO | 0.00089 | EUR |
| 00.27% | ammonium nitrate phosphate production phosphate fertiliser, as P2O5 APOS, U - RER | 0.00088 | EUR |
| 00.27% | cyclic N-compound production cyclic N-compound conseq. long-term, S - RoW | 0.00086 | EUR |
| 00.25% | market for poultry manure, fresh poultry manure, fresh conseq. long-term, S - GLO | 0.00081 | EUR |
| 00.22% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. long-ter... | 0.00071 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerrüben

Kostenkategorie:

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|------------|---------|
| 100.00% | ethanol production from sugar beet, - RoW | 0.32202 | EUR |
| 07.24% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. ... | 0.02331 | EUR |
| 05.26% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.01693 | EUR |
| 03.32% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. ... | 0.01070 | EUR |
| 02.63% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U ... | 0.00847 | EUR |
| 02.28% | market for heat, central or small-scale, other than natural gas heat, central or small-scale, other t... | 0.00735 | EUR |
| 02.11% | market for sodium phosphate sodium phosphate conseq. long-term, U - GLO | 0.00681 | EUR |
| 01.41% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U ... | 0.00454 | EUR |
| 01.23% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. ... | 0.00395 | EUR |
| 01.20% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U ... | 0.00386 | EUR |
| 00.80% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RoW | 0.00257 | EUR |
| 00.33% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00108 | EUR |
| 00.31% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RU | 0.00101 | EUR |
| 00.30% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U ... | 0.00097 | EUR |
| 00.27% | market for sodium sulfate, anhydrite sodium sulfate, anhydrite conseq. long-term, U - RoW | 0.00088 | EUR |
| 00.09% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - RoW | 0.00029 | EUR |
| 00.08% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U ... | 0.00026 | EUR |
| 00.07% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - TR | 0.00023 | EUR |
| 00.07% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - AU | 0.00023 | EUR |
| 00.07% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | 0.00022 | EUR |
| 00.00% | market for heat, central or small-scale, other than natural gas heat, central or small-scale, other t... | 1.57376E-5 | EUR |
| 00.00% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - CA-QC | 7.06714E-7 | EUR |
| -26.67% | market for vinasse, from fermentation of sugar beet vinasse, from fermentation of sugar beet ... | -0.08587 | EUR |
| -77.79% | market for sugar beet pulp sugar beet pulp conseq. long-term, U - GLO | -0.25049 | EUR |

Zuckerrohrproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|-------------|---------|
| ▼ 100.00% | Sugarcane for ethanol production from sugarcane sugarcane for ethanol, without water, in 95% s... | 0.32637 | EUR |
| ▼ 129.70% | market for sugarcane sugarcane conseq. long-term, U - BR | 0.42331 | EUR |
| ▼ 129.70% | sugarcane production sugarcane conseq. long-term, U - BR | 0.42331 | EUR |
| 25.57% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - BR | 0.08344 | EUR |
| 02.79% | market for lime lime conseq. long-term, U - GLO | 0.00912 | EUR |
| 02.73% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural con... | 0.00892 | EUR |
| 02.02% | market for pesticide, unspecified pesticide, unspecified conseq. long-term, U - GLO | 0.00659 | EUR |
| 01.43% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00468 | EUR |
| 01.38% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00450 | EUR |
| 01.32% | market for potassium fertiliser, as K2O potassium fertiliser, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00432 | EUR |
| 01.05% | market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, U - GLO | 0.00344 | EUR |
| 00.94% | market for liquid manure spreading, by vacuum tanker liquid manure spreading, by vacuum tank... | 0.00308 | EUR |
| 00.83% | market for urea, as N urea, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00272 | EUR |
| 00.49% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow con... | 0.00160 | EUR |
| 00.22% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00073 | EUR |
| 00.18% | market for [sulfonyl]urea-compound [sulfonyl]urea-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00060 | EUR |
| 00.14% | market for harvesting, by complete harvester, beets harvesting, by complete harvester, beets co... | 0.00044 | EUR |
| 00.09% | market for triazine-compound, unspecified triazine-compound, unspecified conseq. long-term, ... | 0.00029 | EUR |
| 00.06% | market for glyphosate glyphosate conseq. long-term, U - GLO | 0.00021 | EUR |
| 00.04% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing conseq. long-term, U - GLO | 0.00014 | EUR |
| 00.04% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protectio... | 0.00012 | EUR |
| 00.04% | market for phenoxy-compound phenoxy-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00011 | EUR |
| 00.03% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster conseq. long-term, U - GLO | 9.12025E-5 | EUR |
| > 00.02% | market for planting planting conseq. long-term, U - GLO | 6.44361E-5 | EUR |
| 00.01% | market for potassium sulfate, as K2O potassium sulfate, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 4.63849E-5 | EUR |
| 00.01% | nutrient supply from potassium nitrate potassium fertiliser, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 4.53034E-5 | EUR |
| 00.01% | market for phosphate rock, as P2O5, beneficiated, dry phosphate rock, as P2O5, beneficiated, dr... | 2.83463E-5 | EUR |
| 00.00% | market for fodder loading, by self-loading trailer fodder loading, by self-loading trailer conseq. l... | 5.40503E-6 | EUR |
| > -00.00% | market for land use change, perennial crop land use change, perennial crop conseq. long-term, ... | -3.07170E-6 | EUR |

Zuckerrohrtransport für 1 kg Ethanol Produktion

| Beitragsbaum | | | |
|---|---|------------|---------|
| <input type="radio"/> Fluss: <input type="text" value="fr Manganese - Emission to air/low pop"/> | | | |
| <input type="radio"/> Wirkungskategorie: <input type="text" value="ionizing radiation - ecosystems"/> | | | |
| <input checked="" type="radio"/> Kostenkategorie: <input type="text" value="€v Mehrwert"/> | | | |
| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
| ▼ 100.00% | Sugarcane market for transport from Brazil, freight, lorry, unspecified tra... | 0.00272 | EUR |
| ▼ 4542.66% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, f... | 0.12361 | EUR |
| 1875.70% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, frei... | 0.05104 | EUR |
| 1653.79% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, fr... | 0.04500 | EUR |
| 443.52% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, ... | 0.01207 | EUR |
| 239.39% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, f... | 0.00651 | EUR |
| ▼ 4396.41% | transport, freight, sea, transoceanic ship transport, freight, sea, transoce... | 0.11963 | EUR |
| > 1704.92% | market for port facilities port facilities conseq. long-term, U - GLO | 0.04639 | EUR |
| > 1618.76% | market for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RoW | 0.04405 | EUR |
| > 716.08% | market for freight ship, transoceanic freight ship, transoceanic conseq. ... | 0.01949 | EUR |
| > 333.13% | market group for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - R... | 0.00907 | EUR |
| > 19.47% | market for maintenance, freight ship, transoceanic maintenance, freight ... | 0.00053 | EUR |
| > 00.04% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - RoW | 1.17186E-6 | EUR |
| > 00.03% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - Europe without Swi... | 6.91519E-7 | EUR |
| > 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - CH | 8.04168E-9 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerrohr

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|------------|--|-------------|---------|
| ▼ 100.00% | ethanol production from sugarcane - BR | 0.32349 | EUR |
| > 06.80% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.02199 | EUR |
| > 02.79% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, building heat and ... | 0.00904 | EUR |
| > 02.27% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, common compone... | 0.00735 | EUR |
| > 02.20% | market for water, decarbonised, at user water, decarbonised, at user conseq. long-term, U - GLO | 0.00713 | EUR |
| > 01.89% | market for lubricating oil lubricating oil conseq. long-term, U - GLO | 0.00612 | EUR |
| > 01.22% | market for lime, hydrated, packed lime, hydrated, packed conseq. long-term, U - GLO | 0.00395 | EUR |
| > 00.29% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, components for ele... | 0.00092 | EUR |
| > 00.10% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00034 | EUR |
| > 00.08% | market for chemical, organic chemical, organic conseq. long-term, U - GLO | 0.00025 | EUR |
| > 00.01% | market for sodium chloride, powder sodium chloride, powder conseq. long-term, U - GLO | 2.62309E-5 | EUR |
| > 00.00% | market for ash, from combustion of bagasse from sugarcane ash, from combustion of bagasse f... | 4.02327E-6 | EUR |
| > 00.00% | market for chlorine, gaseous chlorine, gaseous conseq. long-term, U - RoW | 1.82550E-6 | EUR |
| > 00.00% | market for wood ash mixture, pure wood ash mixture, pure conseq. long-term, U - RoW | 3.65833E-7 | EUR |
| > 00.00% | market for ammonia, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, U - RoW | 7.87128E-8 | EUR |
| > 00.00% | market for wastewater, average wastewater, average conseq. long-term, U - RoW | 3.93409E-8 | EUR |
| > 00.00% | market for municipal solid waste municipal solid waste conseq. long-term, U - RoW | 1.18983E-8 | EUR |
| > -00.00% | market for waste mineral oil waste mineral oil conseq. long-term, U - RoW | -2.82255E-9 | EUR |
| > -02.83% | market for electricity, high voltage electricity, high voltage conseq. long-term, U - BR | -0.00915 | EUR |
| > -137.33% | market for vinasse, from fermentation of sugarcane vinasse, from fermentation of sugarcane co... | -0.44425 | EUR |

Zuckerhirseproduktion für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|------------|---------|
| ▼ 100.00% | Sweet sorghum for ethanol production - RoW | 0.32558 | EUR |
| ▼ 69.09% | Modif_sweet sorghum production sweet sorghum stem conseq. long-term, U - Copy - CN | 0.22493 | EUR |
| > 32.09% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CN | 0.10448 | EUR |
| > 09.90% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. long-te... | 0.03232 | EUR |
| > 05.25% | market for combine harvesting combine harvesting conseq. long-term, U - GLO | 0.01710 | EUR |
| > 03.84% | market for lime lime conseq. long-term, U - GLO | 0.01250 | EUR |
| > 03.46% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing conseq. long-term, U - GLO | 0.01125 | EUR |
| > 02.04% | market for tillage, cultivating, chiselling tillage, cultivating, chiselling conseq. long-term, U - GLO | 0.00666 | EUR |
| > 01.99% | market for urea, as N urea, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00648 | EUR |
| > 01.82% | market for ammonium nitrate, as N ammonium nitrate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00592 | EUR |
| > 01.67% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster conseq. long-term, U - GLO | 0.00543 | EUR |
| > 01.35% | market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, U - GLO | 0.00439 | EUR |
| > 01.21% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow conseq. long-te... | 0.00395 | EUR |
| > 01.03% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection product, b... | 0.00335 | EUR |
| > 01.01% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00329 | EUR |
| > 00.70% | market for tillage, currying, by weeder tillage, currying, by weeder conseq. long-term, U - GLO | 0.00227 | EUR |
| > 00.69% | market for sowing sowing conseq. long-term, U - GLO | 0.00224 | EUR |
| > 00.24% | market for atrazine atrazine conseq. long-term, U - GLO | 0.00077 | EUR |
| > 00.17% | market for acetamide-anillide-compound, unspecified acetamide-anillide-compound, unspecified conseq. lo... | 0.00055 | EUR |
| > 00.12% | market for metolachlor metolachlor conseq. long-term, U - GLO | 0.00040 | EUR |
| > 00.11% | market for glyphosate glyphosate conseq. long-term, U - GLO | 0.00037 | EUR |
| > 00.03% | market for phenoxy-compound phenoxy-compound conseq. long-term, U - GLO | 8.80026E-5 | EUR |
| > 00.02% | market for organophosphorus-compound, unspecified organophosphorus-compound, unspecified conseq... | 5.33660E-5 | EUR |
| > 00.01% | market for benzoic-compound benzoic-compound conseq. long-term, U - GLO | 3.70324E-5 | EUR |
| > 00.00% | market for [sulfonyl]urea-compound [sulfonyl]urea-compound conseq. long-term, U - GLO | 2.77462E-6 | EUR |

Zuckerhirsetransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

Beitragsbaum

- ☐ Fluss Fe Manganese - Emission to air/low pop ▼
☐ Wirkungskategorie Ionizing radiation - ecosystems ▼
☒ Kostenkategorie Mehrwert ▼

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|------------|--|------------|---------|
| ▼ 100.00% | Sweet sorghum for Ethanol market for transport from USA, freight, lorry, unspecified transpo... | 0.00224 | EUR |
| ▼ 5529.20% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, freight, lorry, unspecif... | 0.12361 | EUR |
| 2283.05% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry >32 metric ... | 0.05104 | EUR |
| 2012.95% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 me... | 0.04500 | EUR |
| 539.84% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 3.5-7.5 ... | 0.01207 | EUR |
| 291.38% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 7.5-16 m... | 0.00651 | EUR |
| ▼ 4162.04% | transport, freight, sea, transoceanic ship transport, freight, sea, transoceanic ship conseq. lo... | 0.09305 | EUR |
| > 1614.03% | market for port facilities port facilities conseq. long-term, U - GLO | 0.03608 | EUR |
| > 1532.47% | market for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RoW | 0.03426 | EUR |
| > 677.90% | market for freight ship, transoceanic freight ship, transoceanic conseq. long-term, U - GLO | 0.01516 | EUR |
| > 315.37% | market group for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RER | 0.00705 | EUR |
| > 18.44% | market for maintenance, freight ship, transoceanic maintenance, freight ship, transoceanic c... | 0.00041 | EUR |
| > 00.04% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - RoW | 9.11445E-7 | EUR |
| > 00.02% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | 5.37790E-7 | EUR |
| > 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - CH | 6.25470E-9 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg Ethanol aus Zuckerhirse

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|-------------|---------|
| ▼ 100.00% | ethanol production from sweet sorghum - RoW | 0.32378 | EUR |
| > 05.11% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.01655 | EUR |
| > 02.75% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, building heat and powe... | 0.00890 | EUR |
| > 02.24% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, common components fo... | 0.00724 | EUR |
| > 02.07% | market group for tap water tap water conseq. long-term, U - RER | 0.00671 | EUR |
| > 01.12% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00362 | EUR |
| > 00.57% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00184 | EUR |
| > 00.36% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00118 | EUR |
| > 00.29% | market for lubricating oil lubricating oil conseq. long-term, U - GLO | 0.00093 | EUR |
| > 00.28% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, components for electricit... | 0.00091 | EUR |
| > 00.08% | market for chemical, organic chemical, organic conseq. long-term, U - GLO | 0.00024 | EUR |
| > 00.01% | market for sodium chloride, powder sodium chloride, powder conseq. long-term, U - GLO | 2.58375E-5 | EUR |
| > 00.01% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - CA-QC | 2.00162E-5 | EUR |
| > 00.00% | market for water, decarbonised, at user water, decarbonised, at user conseq. long-term, U - GLO | 9.76212E-6 | EUR |
| > 00.00% | market for chlorine, gaseous chlorine, gaseous conseq. long-term, U - RER | 1.78769E-6 | EUR |
| > 00.00% | market for wood ash mixture, pure wood ash mixture, pure conseq. long-term, U - Europe without S... | 3.53408E-7 | EUR |
| > 00.00% | market for ammonia, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, U - RER | 7.91144E-8 | EUR |
| > 00.00% | market for wastewater, average wastewater, average conseq. long-term, U - Europe without Switzerla... | 3.32425E-8 | EUR |
| > 00.00% | market for wood ash mixture, pure wood ash mixture, pure conseq. long-term, U - CH | 1.26884E-8 | EUR |
| > 00.00% | market for wastewater, average wastewater, average conseq. long-term, U - CH | 2.43112E-9 | EUR |
| > 00.00% | market for municipal solid waste municipal solid waste conseq. long-term, U - CA-QC | 1.10887E-9 | EUR |
| > 00.00% | market for waste mineral oil waste mineral oil conseq. long-term, U - CH | 5.76964E-11 | EUR |
| > -00.00% | market for waste mineral oil waste mineral oil conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | -5.87606E-9 | EUR |
| > -00.00% | market for municipal solid waste municipal solid waste conseq. long-term, U - CH | -2.26903E-8 | EUR |
| > -00.22% | market for electricity, high voltage electricity, high voltage conseq. long-term, U - AU | -0.00072 | EUR |
| > -00.30% | market for electricity, high voltage electricity, high voltage conseq. long-term, U - TR | -0.00099 | EUR |
| > -00.32% | market group for electricity, high voltage electricity, high voltage conseq. long-term, U - RAF | -0.00104 | EUR |
| > -00.39% | market for electricity, high voltage electricity, high voltage conseq. long-term, U - RU | -0.00126 | EUR |

Weizenproduktion für 1 kg Ethanol Produktion

☐ Fluss ☐ Wirkungskategorie ☒ Kostenkategorie

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|---|------------|---------|
| 100.00% | Ende Wheat for ethanol production from Wheat (copy) - RoW | 0.32349 | EUR |
| 137.70% | wheat production wheat grain APOS, U - DE | 0.44547 | EUR |
| 19.01% | market for irrigation irrigation APOS, U - DE | 0.06148 | EUR |
| 12.26% | market for tillage, harrowing, by rotary harrow tillage, harrowing, by rotary harrow APOS, U - GLO | 0.03967 | EUR |
| 11.35% | nutrient supply from poultry manure, dried nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, S - GLO | 0.03671 | EUR |
| 06.68% | market for combine harvesting combine harvesting APOS, U - GLO | 0.02160 | EUR |
| 03.43% | market for wheat seed, for sowing wheat seed, for sowing APOS, U - GLO | 0.01110 | EUR |
| 03.09% | market for drying of bread grain, seed and legumes drying of bread grain, seed and legumes APOS, ... | 0.00999 | EUR |
| 02.71% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster APOS, U - GLO | 0.00875 | EUR |
| 02.16% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection pr... | 0.00698 | EUR |
| 02.11% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing APOS, U - GLO | 0.00682 | EUR |
| 01.85% | market for pesticide, unspecified pesticide, unspecified APOS, U - GLO | 0.00599 | EUR |
| 01.80% | ammonium nitrate phosphate production phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, S - RER | 0.00582 | EUR |
| 01.35% | market for tillage, cultivating, chiselling tillage, cultivating, chiselling APOS, U - GLO | 0.00438 | EUR |
| 01.15% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, S - GLO | 0.00373 | EUR |
| 00.87% | market for sowing sowing APOS, U - GLO | 0.00282 | EUR |
| 00.48% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. L... | 0.00155 | EUR |
| 00.38% | cyclic N-compound production cyclic N-compound conseq. long-term, S - RoW | 0.00122 | EUR |
| 00.18% | market for pyridazine-compound pyridazine-compound APOS, U - GLO | 0.00058 | EUR |
| 00.11% | market for nitrile-compound nitrile-compound APOS, U - GLO | 0.00037 | EUR |
| 00.08% | market for diphenylether-compound diphenylether-compound APOS, U - GLO | 0.00024 | EUR |
| 00.01% | market for pyrethroid-compound pyrethroid-compound APOS, U - GLO | 1.94023... | EUR |

Weizentransport für die Produktion von 1 kg Ethanol

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|---|------------|---------|
| 100.00% | Wheat market for transport, freight, lorry, unspecified transport, freight, lorry, unspeci... | 0.01432 | EUR |
| 00.06% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, freight, lorry, u... | 8.16481E-6 | EUR |
| 00.02% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry >32... | 3.37131E-6 | EUR |
| 00.02% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 1... | 2.97245E-6 | EUR |
| 00.01% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 3... | 7.97161E-7 | EUR |
| 00.00% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 7... | 4.30267E-7 | EUR |

Produktion von 1 kg Ethanol aus Weizen

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|------------|---------|
| 100.00% | ethanol production from Wheat - RoW | 0.31452 | EUR |
| 37.83% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-t... | 0.11899 | EUR |
| 06.42% | market for heat, district or industrial, natural gas heat, district or industrial, natural gas conseq. long-t... | 0.02018 | EUR |
| 06.37% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAS | 0.02004 | EUR |
| 05.30% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - GLO | 0.01667 | EUR |
| 03.42% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RNA | 0.01075 | EUR |
| 01.94% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RoW | 0.00609 | EUR |
| 01.55% | market for nitrogen fertiliser, as N nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00487 | EUR |
| 01.18% | market for ammonium sulfate, as N ammonium sulfate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00372 | EUR |
| 00.96% | market for soda ash, light, crystalline, heptahydrate soda ash, light, crystalline, heptahydrate conseq. ... | 0.00303 | EUR |
| 00.76% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RU | 0.00238 | EUR |
| 00.73% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RLA | 0.00228 | EUR |
| 00.62% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - RoW | 0.00196 | EUR |
| 00.25% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00079 | EUR |
| 00.19% | market group for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - RAF | 0.00060 | EUR |
| 00.17% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - TR | 0.00055 | EUR |
| 00.17% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - AU | 0.00055 | EUR |
| 00.00% | market for wastewater, from residence wastewater, from residence conseq. long-term, U - RoW | 5.50042E-6 | EUR |
| 00.00% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - CA-QC | 4.86019E-6 | EUR |
| -01.53% | market for Distiller's Dried Grains with Solubles Distiller's Dried Grains with Solubles conseq. long-ter... | -0.00480 | EUR |

Zuckerhirseproduktion für die Produktion von 1 kg SA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|---|------------|---------|
| 100.00% | sweet sorghum for Succinic Acid from | 1.93212 | EUR |
| 15.62% | Modif_sweet sorghum production sweet sorghum stem conseq. long-term, U - Copy - CN | 0.30185 | EUR |
| 07.26% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CN | 0.14021 | EUR |
| 02.24% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. l... | 0.04324 | EUR |
| 01.19% | market for combine harvesting combine harvesting conseq. long-term, U - GLO | 0.02294 | EUR |
| 00.87% | market for lime lime conseq. long-term, U - GLO | 0.01677 | EUR |
| 00.78% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing conseq. long-term, U - GLO | 0.01510 | EUR |
| 00.46% | market for tillage, cultivating, chiselling tillage, cultivating, chiselling conseq. long-term, U - GLO | 0.00893 | EUR |
| 00.45% | market for urea, as N urea, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00870 | EUR |
| 00.41% | market for ammonium nitrate, as N ammonium nitrate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00794 | EUR |
| 00.38% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster conseq. long-term, U - GLO | 0.00729 | EUR |
| 00.31% | market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, U - GLO | 0.00589 | EUR |
| 00.27% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow conseq. l... | 0.00531 | EUR |
| 00.23% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection pr... | 0.00449 | EUR |
| 00.23% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00441 | EUR |
| 00.16% | market for tillage, currying, by weeder tillage, currying, by weeder conseq. long-term, U - GLO | 0.00305 | EUR |
| 00.16% | market for sowing sowing conseq. long-term, U - GLO | 0.00300 | EUR |
| 00.05% | market for atrazine atrazine conseq. long-term, U - GLO | 0.00103 | EUR |
| 00.04% | market for acetamide-anilide-compound, unspecified acetamide-anilide-compound, unspecified co... | 0.00074 | EUR |
| 00.03% | market for metolachlor metolachlor conseq. long-term, U - GLO | 0.00054 | EUR |
| 00.03% | market for glyphosate glyphosate conseq. long-term, U - GLO | 0.00050 | EUR |
| 00.01% | market for phenoxy-compound phenoxy-compound conseq. long-term, U - GLO | 0.00012 | EUR |
| 00.00% | market for organophosphorus-compound, unspecified organophosphorus-compound, unspecified ... | 7.16164E-5 | EUR |
| 00.00% | market for benzoic-compound benzoic-compound conseq. long-term, U - GLO | 4.96969E-5 | EUR |
| 00.00% | market for [sulfonyl]urea-compound [sulfonyl]urea-compound conseq. long-term, U - GLO | 3.72349E-6 | EUR |

Zuckerhirsetransport für die Produktion von 1 kg SA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|-------------|---------|
| 100.00% | Sweet sorghum market for SA transport from USA, freight, lorry, unspecified transport, freight... | 0.02189 | EUR |
| 54.57% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, freight, lorry, unspeci... | 0.01194 | EUR |
| 22.53% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry >32 metric ... | 0.00493 | EUR |
| 19.87% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 me... | 0.00435 | EUR |
| 05.33% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 3.5-7.5 ... | 0.00117 | EUR |
| 02.88% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 7.5-16 m... | 0.00063 | EUR |
| 41.08% | transport, freight, sea, transoceanic ship transport, freight, sea, transoceanic ship conseq. lon... | 0.00899 | EUR |
| 15.93% | market for port facilities port facilities conseq. long-term, U - GLO | 0.00349 | EUR |
| 15.12% | market for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RoW | 0.00331 | EUR |
| 06.69% | market for freight ship, transoceanic freight ship, transoceanic conseq. long-term, U - GLO | 0.00146 | EUR |
| 03.11% | market group for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RER | 0.00068 | EUR |
| 00.18% | market for maintenance, freight ship, transoceanic maintenance, freight ship, transoceanic co... | 3.98231E-5 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - RoW | 8.80638E-8 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | 5.19625E-8 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - CH | 6.04328E-10 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg SA aus Zuckerhirse

Beitragsbaum

- ☐ Fluss Fe Thorium-234 - Emission to air/unspe...
☐ Wirkungskategorie I Ionizing radiation - ecosystems
☒ Kostenkategorie € Mehrwert

| Beitrag | Prozess | Menge | Ein... |
|---------|--|------------|--------|
| 100.00% | Prozess Succinic Acid from sweet sorghum - Copy | 1.98702 | EUR |
| 13.75% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - DE | 0.27321 | EUR |
| 07.70% | market for heat, central or small-scale, natural gas heat, central or small-scale, natural gas cons... | 0.15298 | EUR |
| 07.24% | market for ammonia, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, U - RoW | 0.14377 | EUR |
| 00.84% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, S - GLO | 0.01667 | EUR |
| 00.59% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - RoW | 0.01169 | EUR |
| 00.04% | market group for tap water tap water conseq. long-term, U - GLO | 0.00077 | EUR |
| 00.00% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 2.51538E-6 | EUR |
| 00.00% | Corn step liquor (corn wet mill) (mass allocation), single producer, at plant, corn wet milling, Corn... | 0.00000 | EUR |

Strohproduktion für die Produktion von 1 kg SA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|------------|---------|
| ▼ 100.00% | straw production, stand-alone production straw, stand-alone produc... | 0.01203 | EUR |
| > 68.06% | market for fodder loading, by self-loading trailer fodder loading, by ... | 0.00819 | EUR |
| > 21.89% | market for mowing, by rotary mower mowing, by rotary mower con... | 0.00263 | EUR |
| > 03.69% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - RoW | 0.00044 | EUR |
| > 01.76% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - IN | 0.00021 | EUR |
| > 00.92% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CN | 0.00011 | EUR |
| > 00.44% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - US | 5.34197E-5 | EUR |
| > 00.12% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - PH | 1.48155E-5 | EUR |
| > 00.08% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - BR | 1.00103E-5 | EUR |
| > 00.06% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - ES | 6.68820E-6 | EUR |
| > 00.02% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - DE | 1.93639E-6 | EUR |
| > 00.01% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - MY | 1.68210E-6 | EUR |
| > 00.01% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - FR | 9.81357E-7 | EUR |
| > 00.01% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - TN | 8.04076E-7 | EUR |
| > 00.00% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CA-QC | 9.70996E-9 | EUR |

Strohtransport für die Produktion von 1 kg SA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|--|----------|---------|
| ▼ 100.00% | Straw for SA transport, freight, lorry, unspecified transport, fr... | 0.02161 | EUR |
| ▼ 59.53% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for ... | 0.01286 | EUR |
| ▼ 24.58% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 tra... | 0.00531 | EUR |
| ▼ 17.48% | transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, frei... | 0.00378 | EUR |
| 08.65% | market for diesel, low-sulfur diesel, low-sulfur conseq. long-... | 0.00187 | EUR |
| 05.83% | market for road road conseq. long-term, U - RoW | 0.00126 | EUR |
| 02.37% | market for lorry, 16 metric ton lorry, 16 metric ton conseq. l... | 0.00051 | EUR |
| 00.61% | market for maintenance, lorry 16 metric ton maintenance, lor... | 0.00013 | EUR |
| 00.00% | market for road wear emissions, lorry road wear emissions, l... | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | market for tyre wear emissions, lorry tyre wear emissions, lor... | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | market for brake wear emissions, lorry brake wear emissions,... | -0.00000 | EUR |
| > 07.10% | transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, frei... | 0.00153 | EUR |
| > 21.67% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 t... | 0.00468 | EUR |
| > 05.81% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 ... | 0.00126 | EUR |
| > 03.14% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ... | 0.00068 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg SA aus Stroh

| Beitragsbaum | | | |
|--|---|---------|---------|
| <input type="radio"/> Fluss | Thorium-234 - Emission to air/unspec | | |
| <input type="radio"/> Wirkungskategorie | Ionizing radiation - ecosystems | | |
| <input checked="" type="radio"/> Kostenkategorie | Mehrwert | | |
| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
| ▼ 100.00% | Prozess Succinic Acid from Straw - Copy | 2.15666 | EUR |
| > 12.67% | market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage conseq. long-term, U - DE | 0.27321 | EUR |
| > 07.09% | market for heat, central or small-scale, natural gas heat, central or small-scale, natural gas conse... | 0.15298 | EUR |
| > 06.67% | market for ammonia, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, U - RoW | 0.14377 | EUR |
| > 00.77% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant conseq. long-term, S - GLO | 0.01667 | EUR |
| > 00.54% | market for tap water tap water conseq. long-term, U - RoW | 0.01169 | EUR |
| > 00.26% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.00560 | EUR |
| > 00.04% | market group for tap water tap water conseq. long-term, U - GLO | 0.00077 | EUR |
| 00.00% | Corn steep liquor (corn wet mill) (mass allocation), single producer, at plant, corn wet milling, Corn ... | 0.00000 | EUR |

Maisproduktion für die Produktion von 1 kg LA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|---|---------|---------|
| ▼ 100.00% | Corn for Production of Lactic Acid | 1.42083 | EUR |
| ▼ 04.83% | maize grain production maize grain conseq. long-term, U - RoW | 0.06863 | EUR |
| > 01.98% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - IN | 0.02820 | EUR |
| > 01.65% | market for drying of maize straw and whole-plant drying of maize straw and whole-plant conseq. lo... | 0.02348 | EUR |
| > 01.03% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - CN | 0.01469 | EUR |
| > 00.56% | market for maize seed, for sowing maize seed, for sowing conseq. long-term, U - GLO | 0.00801 | EUR |
| > 00.38% | market for lime lime conseq. long-term, U - GLO | 0.00534 | EUR |
| > 00.32% | market for ammonia, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, U - RER | 0.00453 | EUR |
| > 00.29% | market for tillage, harrowing, by spring tine harrow tillage, harrowing, by spring tine harrow conseq. L... | 0.00414 | EUR |
| > 00.29% | market for tillage, ploughing tillage, ploughing conseq. long-term, U - GLO | 0.00408 | EUR |
| > 00.25% | market for tillage, cultivating, chiselling tillage, cultivating, chiselling conseq. long-term, U - GLO | 0.00354 | EUR |
| > 00.21% | market for ammonium nitrate, as N ammonium nitrate, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00305 | EUR |
| > 00.17% | market for urea, as N urea, as N conseq. long-term, U - GLO | 0.00242 | EUR |
| > 00.15% | market for phosphate fertiliser, as P2O5 phosphate fertiliser, as P2O5 conseq. long-term, U - GLO | 0.00216 | EUR |
| > 00.14% | market for potassium chloride, as K2O potassium chloride, as K2O conseq. long-term, U - GLO | 0.00199 | EUR |
| > 00.14% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - PH | 0.00198 | EUR |
| > 00.13% | market for tillage, currying, by weeder tillage, currying, by weeder conseq. long-term, U - GLO | 0.00191 | EUR |
| > 00.09% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - BR | 0.00134 | EUR |
| > 00.06% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - ES | 0.00089 | EUR |
| > 00.06% | market for pesticide, unspecified pesticide, unspecified conseq. long-term, U - GLO | 0.00085 | EUR |
| > 00.05% | market for combine harvesting combine harvesting conseq. long-term, U - GLO | 0.00069 | EUR |
| > 00.03% | market for transport, tractor and trailer, agricultural transport, tractor and trailer, agricultural conseq. L... | 0.00049 | EUR |
| > 00.03% | market for fertilising, by broadcaster fertilising, by broadcaster conseq. long-term, U - GLO | 0.00042 | EUR |
| > 00.03% | market for application of plant protection product, by field sprayer application of plant protection pr... | 0.00039 | EUR |
| > 00.03% | market for atrazine atrazine conseq. long-term, U - GLO | 0.00037 | EUR |
| > 00.03% | market for sowing sowing conseq. long-term, U - GLO | 0.00036 | EUR |
| > 00.02% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - DE | 0.00026 | EUR |
| > 00.02% | market for irrigation irrigation conseq. long-term, U - MY | 0.00022 | EUR |

Maistransport für die Produktion von 1 kg LA

Beitragsbaum

☐ Fluss: Manganese - Emission to air/low pop
☐ Wirkungskategorie: Ionizing radiation - ecosystems
☒ Kostenkategorie: Mehrwert

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|--|---------|---------|
| ▼ 100.00% | Maize market for transport, freight, lorry for PLA - GLO | 0.02332 | EUR |
| ▼ 15.42% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for... | 0.00360 | EUR |
| > 06.37% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 tr... | 0.00149 | EUR |
| > 05.62% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 ... | 0.00131 | EUR |
| > 01.51% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 ... | 0.00035 | EUR |
| > 00.81% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ... | 0.00019 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg LA aus Mais

Beitragsbaum

☐ Fluss: Thorium-234 - Emission to air/unspex
☐ Wirkungskategorie: Ionizing radiation - ecosystems
☒ Kostenkategorie: Mehrwert

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|-----------|--|---------|---------|
| ▼ 100.00% | Lactic Acid Prozess Production from Corn (copy) - Copy | 1.48182 | EUR |
| > 05.25% | steam production, in chemical industry steam, in chemical industry APOS, U - RER | 0.07776 | EUR |
| > 02.70% | lime production, hydrated, loose weight lime, hydrated, loose weight APOS, U - CH | 0.03996 | EUR |
| > 01.66% | transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 ... | 0.02465 | EUR |
| > 01.13% | ethanol fermentation plant construction ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - CH | 0.01667 | EUR |
| > 01.03% | sulfuric acid production sulfuric acid APOS, U - RER | 0.01519 | EUR |
| > 00.27% | tap water production, conventional with biological treatment tap water conseq. long-term, S - CH | 0.00397 | EUR |
| > 00.01% | electricity voltage transformation from high to medium voltage electricity, medium voltage conseq... | 0.00015 | EUR |
| > 00.00% | Corn step liquor (corn wet mill) (mass allocation), single producer, at plant, corn wet milling, Corn Ste... | 0.00000 | EUR |

Zuckerrohrproduktion für die Produktion von 1 kg LA

| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
|---------|--|------------|---------|
| 100.00% | PLA Bagasse_cane sugar production with ethanol by-product sugar, from sugarcane APOS, U - Cop... | 0.43735 | EUR |
| 45.47% | market for sugarcane sugarcane conseq. long-term, S - BR | 0.19886 | EUR |
| 04.48% | lime production, algae lime conseq. long-term, S - FR | 0.01958 | EUR |
| 00.94% | heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, building heat and power co-genera... | 0.00413 | EUR |
| 00.77% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, common components fo... | 0.00336 | EUR |
| 00.75% | market for sugar refinery sugar refinery APOS, U - GLO | 0.00329 | EUR |
| 00.69% | tap water production, conventional with biological treatment tap water conseq. long-term, S - CH | 0.00302 | EUR |
| 00.69% | tap water production, conventional with biological treatment tap water conseq. long-term, S - CH | 0.00302 | EUR |
| 00.21% | chemical production, organic chemical, organic conseq. long-term, S - GLO | 0.00092 | EUR |
| 00.20% | market for ethanol fermentation plant ethanol fermentation plant APOS, U - GLO | 0.00089 | EUR |
| 00.10% | market for heat and power co-generation unit construction, 6400kW thermal, components for electricit... | 0.00042 | EUR |
| 00.09% | nutrient supply from poultry manure, dried nitrogen fertiliser, as N conseq. long-term, S - GLO | 0.00040 | EUR |
| 00.09% | market for lubricating oil lubricating oil conseq. long-term, S - GLO | 0.00040 | EUR |
| 00.08% | market for sulfur dioxide, liquid sulfur dioxide, liquid APOS, U - RER | 0.00035 | EUR |
| 00.07% | market for chemicals, inorganic chemical, inorganic conseq. long-term, S - GLO | 0.00032 | EUR |
| 00.05% | ammonium sulfate production ammonium sulfate, as N conseq. long-term, S - RER | 0.00021 | EUR |
| 00.04% | market for soda ash, light, crystalline, heptahydrate soda ash, light, crystalline, heptahydrate conseq. ... | 0.00016 | EUR |
| 00.03% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, S - GLO | 0.00012 | EUR |
| 00.02% | coking coke conseq. long-term, S - DE | 8.30549E-5 | EUR |
| 00.00% | sodium chloride production, powder sodium chloride, powder conseq. long-term, S - RoW | 1.19443E-5 | EUR |
| 00.00% | water production and supply, decarbonised water, decarbonised, at user conseq. long-term, S - RER | 4.52629E-6 | EUR |
| 00.00% | chlor-alkali electrolysis, diaphragm cell chlorine, gaseous conseq. long-term, S - RoW | 7.58687E-7 | EUR |
| 00.00% | ammonia production, steam reforming, liquid ammonia, liquid conseq. long-term, S - RoW | 3.58832E-8 | EUR |
| 00.00% | treatment of wood ash mixture, pure, municipal incineration wood ash mixture, pure conseq. long-te... | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | treatment of wastewater, average, capacity 1.1E10/year wastewater, average conseq. long-term, S - ... | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | clinker production waste mineral oil conseq. long-term, S - RoW | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | clinker production waste mineral oil conseq. long-term, S - RoW | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | treatment of wastewater, average, capacity 1.1E10/year wastewater, average conseq. long-term, S - ... | -0.00000 | EUR |
| 00.00% | market for municipal solid waste municipal solid waste conseq. long-term, S - CA-QC | -0.00000 | EUR |

Zuckerrohrtransport für die Produktion von 1 kg LA

| Beitragsbaum | | | |
|--|--|------------|---------|
| <input type="radio"/> Fluss Fe Manganese - Emission to air/low pop | | | |
| <input type="radio"/> Wirkungskategorie Ionizing radiation - ecosystems | | | |
| <input checked="" type="radio"/> Kostenkategorie €V Mehrwert | | | |
| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
| 100.00% | Sugarcane for PLA market for transport from Brazil, freight, lorry, unspecified transport, fr... | 0.01361 | EUR |
| 440.63% | transport, freight, lorry, all sizes, EURO5 to generic market for transport, freight, lorry, unsp... | 0.05996 | EUR |
| 181.94% | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry >32 me... | 0.02476 | EUR |
| 160.42% | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32... | 0.02183 | EUR |
| 43.02% | market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 3.5-7... | 0.00585 | EUR |
| 23.22% | market for transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 7.5-1... | 0.00316 | EUR |
| 426.45% | transport, freight, sea, transoceanic ship transport, freight, sea, transoceanic ship conseq... | 0.05803 | EUR |
| 165.37% | market for port facilities port facilities conseq. long-term, U - GLO | 0.02250 | EUR |
| 157.02% | market for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RoW | 0.02137 | EUR |
| 69.46% | market for freight ship, transoceanic freight ship, transoceanic conseq. long-term, U - GLO | 0.00945 | EUR |
| 32.31% | market group for heavy fuel oil heavy fuel oil conseq. long-term, U - RER | 0.00440 | EUR |
| 01.89% | market for maintenance, freight ship, transoceanic maintenance, freight ship, transoceanic... | 0.00026 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - RoW | 5.68343E-7 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - Europe without Switzerland | 3.35395E-7 | EUR |
| 00.00% | market for bilge oil bilge oil conseq. long-term, U - CH | 3.90040E-9 | EUR |

Produktionsprozess von 1 kg LA aus Zuckerrohr

| Beitragsbaum | | | |
|--|---|------------|---------|
| <input type="radio"/> Fluss Fe Thorium-234 - Emission to air/unspec | | | |
| <input type="radio"/> Wirkungskategorie Ionizing radiation - ecosystems | | | |
| <input checked="" type="radio"/> Kostenkategorie €V Mehrwert | | | |
| Beitrag | Prozess | Menge | Einheit |
| 100.00% | Prozess Lactic Acid Production from sugar cane - Copy | 1.36909 | EUR |
| 04.17% | market for lime, hydrated, loose weight lime, hydrated, loose weight conseq. long-term, U ... | 0.05709 | EUR |
| 01.80% | transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, E... | 0.02465 | EUR |
| 01.59% | market for sulfuric acid sulfuric acid conseq. long-term, U - GLO | 0.02178 | EUR |
| 01.22% | ethanol fermentation plant construction ethanol fermentation plant conseq. long-term, U - ... | 0.01667 | EUR |
| 01.20% | market for ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene ethanol, without w... | 0.01642 | EUR |
| 01.17% | steam production, in chemical industry steam, in chemical industry APOS, U - RER | 0.01600 | EUR |
| 00.01% | electricity voltage transformation from high to medium voltage electricity, medium voltage ... | 0.00015 | EUR |
| 00.00% | tap water production, conventional with biological treatment tap water conseq. long-term, ... | 5.55800E-6 | EUR |
| 00.00% | Corn step liquor (corn wet mill) (mass allocation), single producer, at plant, corn wet millings, ... | 0.00000 | EUR |